



Baden-Württemberg

MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT

Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg
Postfach 103439 • 70029 Stuttgart

Herrn
Norbert Majer
Schulstraße 22
72359 Dotternhausen

Stuttgart 14.06.2017
Name Peter Brunner
Durchwahl 0711 126-2635
E-Mail Peter.Brunner@um.bwl.de
Aktenzeichen 8823.81/Zementwerk Dotternhausen
sen
(Bitte bei Antwort angeben!)

 Ihre Anfrage nach dem Umweltverwaltengesetz (UVwG)

Anlagen

ifeu-Studie

Erläss Umsetzung Eckpunktmappe

AISV-Eckpunktmappe

Leitlinien Umsetzung 17. BImSchV in Baden-Württemberg

Sehr geehrter Herr Majer,

In Ergänzung zu unserem Schreiben vom 7. Juni 2017 beantworten wir Ihre Fragen wie folgt:

Zu Ihrer Frage 3:

In Ergänzung zu den in Ihrem Antrag nach Umweltverwaltengesetz (UVwG) angesprochenen Abschlussberichten der Vorhaben im Rahmen des Umweltnovationsprogramms des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit „Minderung von NO_x-Emissionen in Drehofenanlagen der Zementindustrie mittels SCR-Technologie“ (High-Dust-Verfahren in Mergelstetten und Low-Dust-Verfahren in Rohrdorf) hat das Umweltministerium Baden-Württemberg eine „Untersuchung zur Umsetzung der novellierten 17. BImSchV in der Zementindustrie bezüglich der neuen

Kernerplatz 9 • 70182 Stuttgart (VVS: Staatsgalerie) • Willy-Brandt-Str. 41 • 70173 Stuttgart
Telefon 0711 126-0 • Telefax 0711 126-2881 • poststelle@um.bwl.de
www.um.baden-wuerttemberg.de • www.service-bw.de DIN EN ISO 50001:2011 zertifiziert





Emissionsgrenzwerte für Stickoxide und Ammoniak" beim Institut für Energie- und Umweltforschung Ifeu in Heidelberg in Auftrag gegeben, die in der Anlage beigefügt ist.

Vor dem Hintergrund der Erkenntnisse aus den o.g. Abschlussberichten und Untersuchungen, hat der Ausschuss Anlagenbezogener Immissionschutz / Störfallvorsorge (AISV) der Bund-Länderarbeitsgemeinschaft Immissionschutz (LAI) mit Datum vom 22.09.2015 "Eckpunkte zur Umsetzung der novellierten 17. BImSchV in der Zementindustrie, hier Stand der Technik bei der Verminderung der Emissionen an Stickstoffoxiden (NO_x) und Ammoniak (NH_3) in der Zementindustrie mit Drehrohrofen (nicht für z.B. Schachtofen)" beschlossen.

Das Umweltministerium hat in Ergänzung hierzu "Leitlinien zur Umsetzung der 17. BImSchV in Baden-Württemberg" entwickelt. Die AISV-Eckpunkte sowie die Leitlinien zu deren Umsetzung in Baden-Württemberg sind der Antwort ebenfalls als Anlage beigefügt.

Das Umweltministerium hat die genannten Abschlussberichte, die Untersuchung des Ifeu-Instituts, das AISV-Eckpunktpapier sowie die genannten Leitlinien den für die Genehmigung und die Überwachung der baden-württembergischen Zementwerke zuständigen Regierungspräsidenten Karlsruhe, Stuttgart und Tübingen zur Verfügung gestellt und um deren Beachtung bei der Umsetzung gebeten.

Zu Ihrer Frage 4:

Für Abfallverbrennungsanlagen oder auch Zementwerke, die Abfall mitverbrennen, sind grundsätzlich die Vorgaben der 17. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen) einzuhalten.

Die 17. BImSchV über die Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen wurde im Mai 2013 novelliert. Dabei wurde u. a. für Zementwerke, die Abfälle mit verbrennen, der Grenzwert für die zulässigen Stickstoffoxidemissionen unabhängig von der Abfall-Leinsatzrate (NO_x -Emissionen) auf 200 mg/m^3 im Tagesmittel abgesenkt. Nach alter 17. BImSchV von August 2003 war ein NO_x -Emissionsgrenzwert von 200 mg/m^3 im Tagesmittel nur dann einzuhalten, wenn 100% der jeweils gefahrenen Feuerungswärmeleistung aus der Mitverbrennung von Abfällen erzeugt wurden. Zugleich wurde ein Grenzwert für Ammoniak i. H. v. 30 mg/m^3 im Tagesmittel eingeführt. Des Weiteren wurde eine Ausnahmemöglichkeit in Ziffer 2.1.4 geschaffen, wonach die zuständige

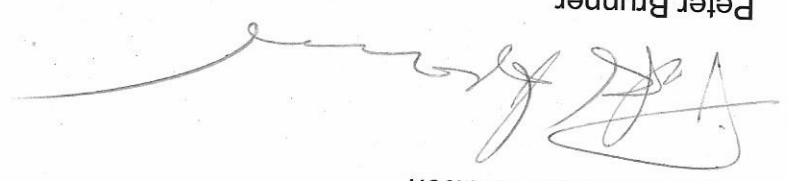


Behörde auf Antrag des Betreibers Ausnahmen für Ammoniak genehmigen kann, sofern diese Ausnahmen aufgrund der Zusammensetzung der natürlichen Rohstoffe erforderlich sind.
Die genannten Grenzwerte traten hinsichtlich von Bestandsanlagen für Ammoniak am 01.01.2016 in Kraft und werden für Stickstoffoxidemissionen am 01.01.2019 in Kraft treten.

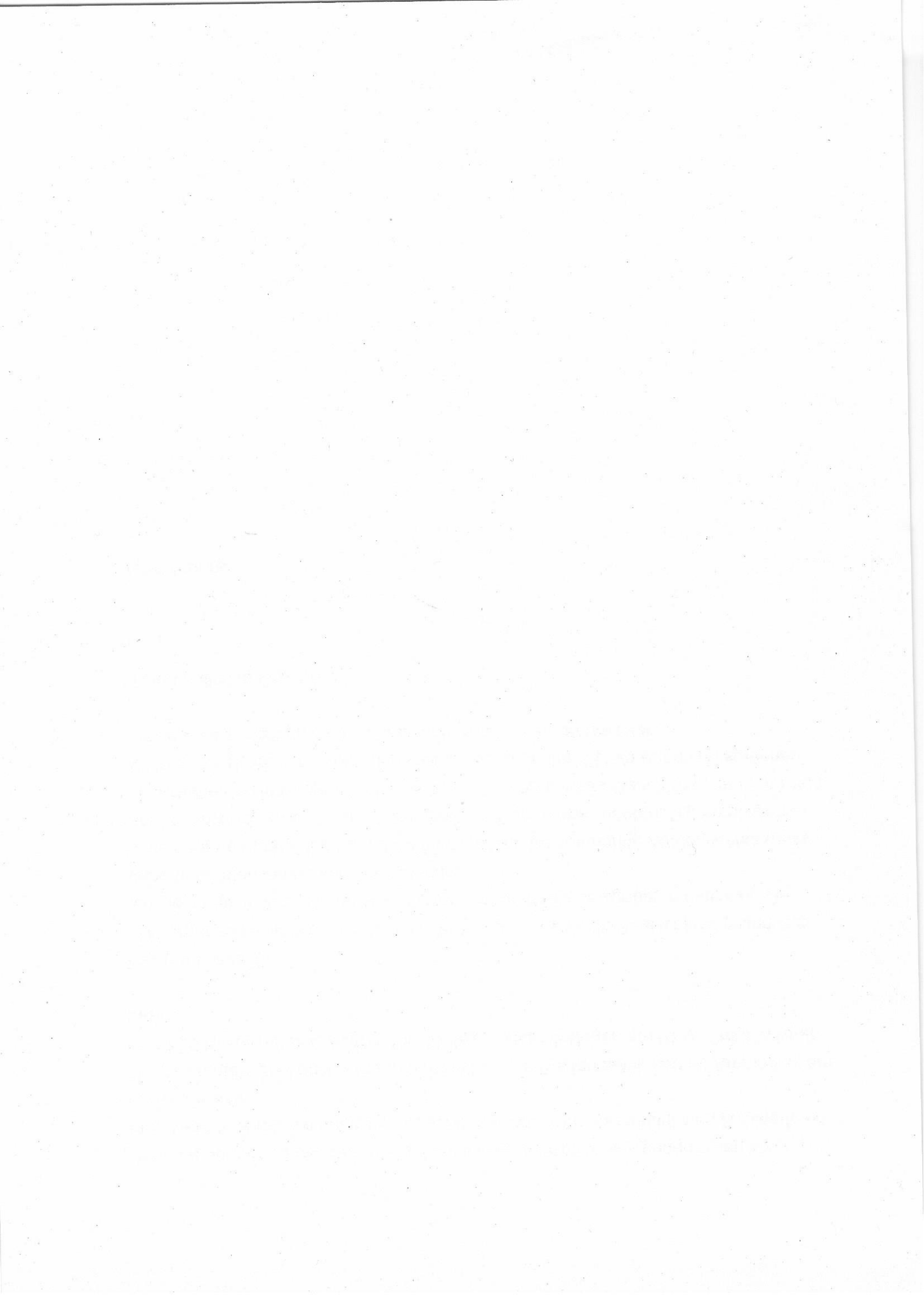
Zu Ihrer Frage fünf:

EU Vorgaben im Bereich des Immissionssschutzes gelten in Deutschland grundsätzlich nicht unmittelbar. Sie müssen durch den Bundesgesetzgeber in nationale Gesetze und Vorschriften umgesetzt werden.
Neue oder geänderte EU Vorgaben für Abfall mit verbrennende Zementwerke müssen dementsprechend in der 17. BImSchV aufgenommen werden. Die Immissions-schutzbehörden in Baden-Württemberg werden dann unter Beachtung der in der Verordnung vorgegebenen Übergangszeiten, die auch den EU Vorgaben entsprechen müssen, die neuen Anforderungen verwaltungsrechtlich umsetzen.

Mit freundlichen Grüßen



Peter Brunner





Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg
Postfach 103439 • 70029 Stuttgart

Regierungspräsidium Karlsruhe
Regierungspräsidium Tübingen

Nachrichtlich:

Regierungspräsidium Stuttgart

Stuttgart 21.12.2015
Name Gregor Stephani
Durchwahl 0711 126-2636
E-Mail Gregor.Stephani@um.bwl.de
Aktenzeichen 4-8820.10-17.VO
(Bitte bei Antwort angeben!)

Umsetzung der 17. BImSchV in der Zementindustrie

Anlage
- Beschluss des AISV zu „Eckpunkten zur Umsetzung der novellierten 17. BImSchV in der Zementindustrie vom 22.09.2015

Sehr geehrte Damen und Herren,

das Umweltministerium bittet, der Umsetzung der novellierten 17. BImSchV in der Zementindustrie die beiliegenden Eckpunkte des Bund/Länderausschusses Anlagenbezogener Immissionschutz, Störfallvorsorge (AISV) zugrunde zu legen (Anlage).

Hinsichtlich der zum 01.01.2016 in Kraft tretenden neu eingeführten Grenzwerte für NH_3 soll möglichst stufenweise verfahren werden. In einer ersten Stufe kann soweit erforderlich für bestehende Anlagen, für die ein Umsetzungsplan vorliegt (vgl. Ziff. 9 des AISV-Eckpunktpapiers), unter den dort genannten Anforderungen an die Begründung, eine zeitlich eng befristete Ausnahme für rohstoffbedingte Ammoniakemissionen gewährt werden, um eine ggf. noch ausstehende Klärung der geplanten Maßnahmen herbei zu führen (z. B. bis 30.06.2016). Danach sollen weitere Ausnahmen und deren Befristung in Abhängigkeit vom Fortschritt der Umsetzung des Maßnahmenplans (Stufenplan) erfolgen. Die Anwendung der Ziff. 8 des AISV-Eckpunktpapiers (fundierte Begründung für Ausnahmen) soll vollumfänglich für längerfristige Ausnahmelösungen gefordert werden.

Kernerplatz 9 · 70182 Stuttgart (VVS: Staatsgalerie) · Willy-Brandt-Str. 41 · 70173 Stuttgart
Telefon 0711 126-0 · Telefax 0711 126-2881 · poststelle@um.bwl.de
www.um.baden-wuerttemberg.de · www.service-bw.de · DIN EN ISO 50001:2011 zertifiziert

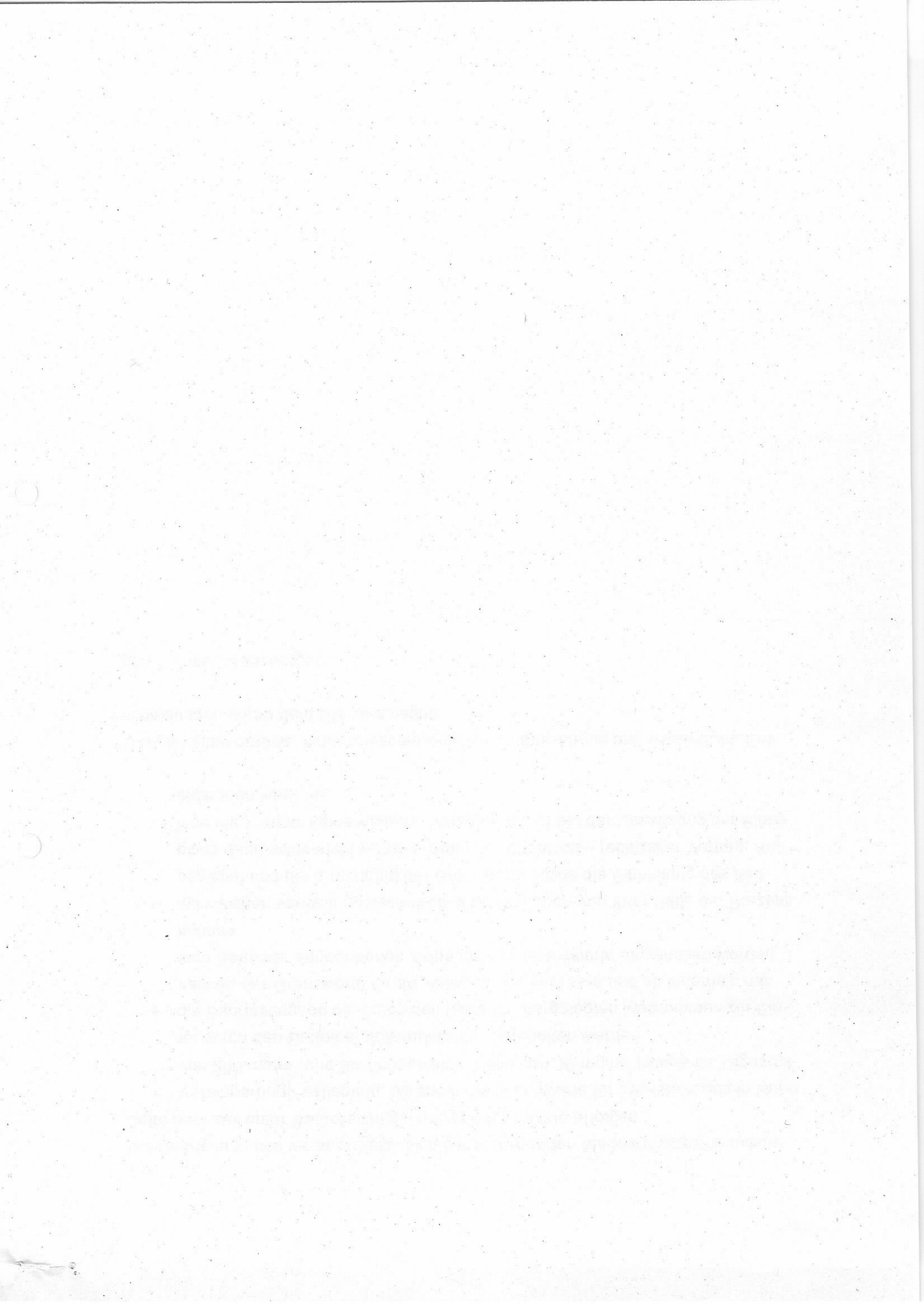


Die Beurteilung und weitere Diskussion der vorliegenden Maßnahmenpläne mit den Betreibern soll unter Berücksichtigung folgender Punkte erfolgen :

- Vereinbarung/Festlegung, bis wann die Grenzwerte für Stickstoffoxide in Höhe von 200 mg/m³ und für Ammoniak in Höhe von 30 mg/m³ jeweils im Tagesmittel durch den Betreiber vollumfänglich eingehalten werden
- die Beurteilung, ob die durch den Betreiber dargelegten Maßnahmen zur Einhaltung der Grenzwerte für die Anlagen geeignet sind und ob innerhalb des vom Betreiber angegebenen Zeitraums die Grenzwerte eingehalten werden können
- mit welchen verwaltungstechnischen Maßnahmen von Ihrer Seite der Prozess begleitet und die Einhaltung der Grenzwerte sowie die Einhaltung des Zeitplans dazu sicherstellt werden kann (z. B. öffentlich – rechtlicher Vertrag, Auflage etc.), damit keine weiteren Verzögerungen bei der Umsetzung der Pläne entstehen können.

Das UM bittet darüber hinaus, wesentliche Verfahrensschritte und wesentliche Entscheidungen vorab dem UM vorzulegen.

gez. Josef Kreuzberger



Umlaufbeschluss des Ausschusses Anlagenbezogener Immissionsschutz/ Störfall-
vorsorge (AISV)

**Eckpunkte zur Umsetzung der novellierten 17. BImSchV
in der Zementindustrie, hier**

Stand der Technik bei der Verminderung der Emissionen an Stickstoffoxiden (NOx)
und Ammoniak (NH₃) in der Zementindustrie mit Drehrohrofen (nicht für z.B.
Schachtofen)

Stand 21.09.2015

Arbeitsauftrag:

Der der Ausschuss für anlagenbezogenen Immissionsschutz, Störfallvorsorge (AISV) der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz (LAI) hat auf seiner 135. Sitzung am 07./08. Juli 2015 in Dresden eine Ad-hoc-Arbeitsgemeinschaft gebeten, dass das in der Sitzung vorgestellte Thesenpapier zur Umsetzung der Grenzwerte der 17. BImSchV in der Zementindustrie entsprechend der Präsentation in Gesprächen der Bundesländer untereinander, aber auch mit der Zementindustrie, weiter aufbereitet wird. Daraufhin haben Gespräche zwischen den Bundesländern und mit der Zementindustrie stattgefunden. Die Beratungsergebnisse sind in den nachfolgenden Eckpunkten zusammengefasst, die der AISV im Umlaufverfahren (Fristablauf am 21. September 2015) beschlossen hat:

Eckpunkte zum Stand der Technik in der Zementindustrie

- 1) Der Ammoniakgrenzwert von 30 mg/m^3 im Tagesmittel in Anlage 3, Ziff. 2.1 h) der 17. BImSchV ist als ein **Summengrenzwert**, d.h. er umfasst sowohl die Ammoniakemissionen aus dem Prozess (rohstoffbedingt) als auch die Emissionen aus der Entstickung (Schlupf) zu verstehen.
- 2) Der Stand der Technik bei der Verminderung der Emissionen an Stickstoffoxiden (NO_x) und Ammoniak (NH₃) in der Zementindustrie hat sich fortentwickelt: Der erfolgreiche Abschluss der Pilotprojekte in den Zementwerken Mergelsteden (BW) und Rohrdorf (BY) zeigt, dass die **selektive katalytische Reduktion (SCR) auch in der Zementindustrie Stand der Technik** für die Verminderung der Emissionen an Stickstoffoxiden (NO_x) und Ammoniak (NH₃) ist. Das Verfahren erlaubt die sichere und gleichzeitige Einhaltung der in der 17. BImSchV für beide Schadstoffe festgelegten Grenzwerte, einschließlich der Emissionen aus den Rohstoffen. Die Verfügbarkeit der SCR-Technologie wird derzeit mit über 95% angegeben. Falls die SCR-Anlage dennoch ausfällt, sind für die Ausfallzeiten ersatzweise Minderungsmaßnahmen vorzusehen (z.B. Vorhalten der SNCR-Technologie mit entsprechend angepasstem NO_x-Grenzwert (350 mg/m³) und mit angepasstem NH₃-Grenzwert). Durch das Vorhalten einer SNCR-Anlage bei Ausfall der SCR-Anlage ist ein Weiterbetrieb des Zementwerks über die im § 21 Abs. 4 der 17. BImSchV genannten Zeiten möglich.

3) Damit ist der **Vorbehalt im BVT-Merkblatt** (S. 349, "SCR ist Stand der Technik soweit geeignete Katalysatoren und Verfahren für die Zementindustrie verfügbar sind") **ausgeräumt**. Die SCR-Technologie ist Stand der Technik im Sinne von § 3 Abs. 6 BImSchG. Der Einsatz von SCR ist damit in der Regel verhältnismäßig und zumutbar

4) Mit Hilfe der SCR-Technologie können auch die rohstoffbedingten NH_3 -Emissionen in aller Regel abgebaut werden. Sie dienen dabei als Reduktionsmittel für die Minderung der NO_x -Emissionen und helfen Betriebskosten einzusparen. **Rohstoffbedingte Ausnahmen sind für NH_3 somit in der Regel nicht mehr erforderlich.**

5) Darüber hinaus ist festzuhalten, dass auch bezüglich der NO_x -Minderung **SCR deutlich leistungsfähiger ist als SNCR** und dass bei Einsatz von SCR auch die Emissionen organischer Stoffe (Gesamt-C, außer Methan) deutlich gemindert werden. Darüber hinaus wirkt sich das SCR-Verfahren auch emissionsmindernd auf die PCDD/PCDF- und Benzolemissionen aus.

6) Aufgrund der **Technologiefähigkeit des BImSchG** bleiben grundsätzlich auch andere Verfahren zur Einhaltung der Grenzwerte möglich. Voraussetzung ist allerdings, dass die NH_3 -Grenzwerte ohne Zulassung rohstoffbedingter Ausnahmen eingehalten werden können. Denn mit Verfügbarkeit des SCR-Verfahrens liegen die Voraussetzungen für eine rohstoffbedingte Ausnahme in der Regel nicht mehr vor (weil nicht erforderlich). Denkbar bleibt aber, dass eine Kombination von umfangreichen Primärmaßnahmen mit einer high-efficiency SNCR-Anlage die Einhaltung der NH_3 -Grenzwerte auch ohne rohstoffbedingte Ausnahmen ermöglicht. Desweiteren befindet sich derzeit das sog. DECONOX-Verfahren in der Erprobung. Sollte dieses erfolgreich sein, kann es genauso zur Anwendung kommen.

7) Im Einzelfall kann sich eine andere Beurteilung ergeben, etwa wenn aufgrund besonderer Umstände die Vorgaben der 17. BImSchV auch ohne den Einsatz von SCR-Verfahren weitestgehend erfüllt werden bzw. eine SCR-Nachrüstung im Einzelfall (z.B. auch wegen der zu erwartenden Restlaufzeit einzelner Werke) unverhältnismäßig wäre.

Rahmenbedingungen für Ausnahmen, wenn die Ammoniak-Grenzwerte weitestgehend eingehalten werden (nur Bestandsanlagen):

- Im Verbundbetrieb müssen die NH_3 -Grenzwerte eingehalten werden, Ausnahmen nur für zeitlich weit untergeordnete Direktbetriebsphasen mit Festlegung eines eigenen Grenzwertes für den Direktbetrieb (es soll

ein TMW für die NH_3 -Gesamtemissionen von 60 mg/m^3 angestrebt werden)

- Der Direktbetrieb soll in den Betriebsstunden eine klar untergeordnete Rolle spielen (max. 15% der jährlichen Betriebsstunden)
- Einhaltung eines NH_3 -Grenzwertes als Jahresmittelwert von max. 25 mg/m^3 , berechnet aus allen Halbstundenmittelwerten.

- 8) Anträge auf rohmaterialbedingte Ausnahmen für Ammoniak sind in jedem Fall fundiert zu begründen. Vom Antragsteller ist aus technischer und wirtschaftlicher Sicht schlüssig darzulegen, warum der Betrieb einer SCR-Anlage unverhältnismäßig wäre. In diesem Zusammenhang ist die NH_3 -Emissionssituation des Werkes ausführlich darzustellen, z. B. durch Auswertung der kontinuierlichen Emissionsmessungen (auch für Direkt-/Verbundbetrieb). Neben einer Stickstoffbilanz sind darüber hinaus Angaben zu den zu erwartenden Investitions- und Betriebskosten der infrage kommenden Abgasreinigungsanlagen (SCR / SNCR) vorzulegen. Die rohmaterialbedingten Emissionen müssen im Rahmen eines geeigneten Gutachtens unter den realen Bedingungen vor Ort dargelegt werden (u. a. in Anlehnung an die Bestimmung der freigesetzten Ammoniumverbindungen als NH_3 gemäß VDI 3496, Blatt 1 aus repräsentativen Rohmaterialproben). Die bisher durchgeführten NH_3 - und NO_x -Minderungsmaßnahmen sowie die Erfolge dieser Maßnahmen sind ausführlich zu dokumentieren. Ausnahmen sollen i. d. R. befristet sein.
- 9) Bis zur Nachrüstung der Anlagen mit einer SCR-Anlage oder anderen Techniken können **temporäre Ausnahmen für rohstoffbedingte Ammoniakemissionen** erforderlich sein. Die Befristung sollte sich an der praktischen Umsetzung der Nachrüstung und dem Inkrafttreten der NO_x -Grenzwerte am 01.01.2019 orientieren. Weitere Bedingung sollte sein, dass vom Betreiber ein Konzept zur zeitnahen Einhaltung der Grenzwerte für NO_x und Ammoniak vorliegt.

10) In der 17. BImSchV sollte bei der nächsten Gelegenheit eine Klarstellung hinsichtlich der o. g. Punkte erfolgen.

11) Für Standorte mit einer Tagesproduktionskapazität von weniger als 1.000 Tonnen gelten die o. g. Ausführungen nicht grundsätzlich. Hier ist die Verhältnismäßigkeit gesondert zu prüfen.

Erläuterungen

Mit Bezug auf die Argumentation der Branche, der Ammoniakgrenzwert von 30 mg/m³ im Tagesmittel in Anlage 3, Ziff. 2.1 h) der 17. BImSchV gelte nur für den Schlupf und über die Ausnahmeregelung in Ziff. 2.1.4 habe der Verordnungsgeber die rohstoffbedingten Emissionen von vornehmerein (und wie bisher) frei stellen wollen werden folgende **ergänzende Hinweise** gegeben:

- Bis zur Novellierung im Jahr 2013 enthielt die 17. BImSchV keinen Grenzwert für NH₃. Für Zementwerke hätte ein solcher auch nicht mittels Rückgriff auf die TA Luft festgelegt werden können. Zwar gibt diese für NH₃ in Nr. 5.2.4 einen allgemeinen Emissionswert von 30 mg/m³ vor, der jedoch gem. Nr. 5.4.2.3 TA Luft für Zementwerke keine Anwendung findet. Dies war der Tatsache geschuldet, dass kein Verfahren zur Minderung der (rohstoffbedingten) NH₃-Emissionen zur Verfügung stand. Das gängige Verfahren zur NOx-Minderung war bislang das nicht katalytisch arbeitende SNCR-Verfahren, bei dem Ammoniak oder Harnstoff im Bereich eines geeigneten Temperaturfensters in den Gasstrom eingedüst wird. Im Gegensatz zu diesem bewusst eingebrachten Ammoniak bei diesem Verfahren weder als Reduktionsmittel wirken, noch wird es selbst abgebaut. Das rohstoffbedingte NH₃ entsteht nämlich im Bereich des Vorwärmers und damit - aus Sicht des Abgases - erst nach Durchlaufen der SNCR-Anlage. Dort ist die Temperatur für eine Reaktion mit den im Abgas enthaltenen Stickstoffoxiden zu niedrig. Bei Einsatz von SNCR wird das rohstoffbedingte NH₃ deshalb ungehindert emittiert.

- Anders stellt sich die Situation in einer SCR-Anlage dar. Diese ist nämlich dem Vorwärmer nachgeschaltet, unabhängig davon, ob als High-Dust- oder Low-Dust-Variante ausgeführt. In einer SCR-Anlage wirkt deshalb das im Vorwärmer entstandene rohstoffbedingte NH₃ genauso NOx mildernd wie das zu diesem Zweck eigens eingedüste Reduktionsmittel und es wird dabei auch selbst abgebaut.

- Vor diesem Hintergrund umfasst der Ammoniakgrenzwert von 30 mg/m³ bewusst sowohl die Ammoniakemissionen aus dem Prozess als auch die Emissionen aus der Entstickung. Dies war vom Bundesumweltministerium bereits im Ursprungsentwurf so vorgesehen. Eine Intervention seitens der Wirtschaftsverbände, die darauf hinwiesen, dass der Grenzwert rohstoffbedingt nicht

einhalten und daher als "Schlupf" zu formulieren sei, fand letztlich keine Berücksichtigung.

- Die Grenzwertsetzung ist in Verbindung mit dem Ausnahmeatbestand in Anlage 3, Ziff. 2.1.4 der 17. BImSchV auch schlüssig, weil sie den zum Zeitpunkt des Erlasses der Verordnung bestehenden Unsicherheiten hinsichtlich des Umfangs des rohstoffbedingten Frachten und der Möglichkeit zu deren Minderung mittels (des damals noch zu erprobenden) SCR-Verfahrens Rechnung trägt.

- Die geltenden Emissionsvorgaben in den Ziffern 2.1 d und h sowie in Ziffer 2.3 des Anhangs der Anlage 3 zur 17. BImSchV entsprechen voll umfänglich der Verordnung aus dem Jahre 2008 zwischen dem Bundesumweltministerium und der Zementindustrie. Nach damaliger gemeinsamer Auffassung von Branche und Bundesumweltministerium würde eine deutliche Absenkung der NOx-Grenzwerte bei gleichzeitiger Begrenzung der Ammoniakemissionen den Einsatz der SCR-Technologie erfordern. Die aus Sicht der Industrie seinerzeit noch offenen Fragen wurden verabredungsgemäß im Rahmen von zwei Pilotvorhaben geklärt.

Stuttgart, 07.03.2016

Leitlinien für die Umsetzung der beabsichtigte Vereinbarung zwischen den Ländern
und den Zementwerksbetreibern zur Umsetzung der 17. BImSchV
in Baden-Württemberg

A. Geänderte Grenzwerte für NO_x und neu eingeführte Grenzwerte für NH_3

Buchstabe A. konkretisiert die Eckpunkte des AISV zum Stand der Technik in der Zementindustrie vom (Entwurf Stand 20.08.2015). Als weitere Erkenntnisquellen sind die Forschungsberichte zu den SCR-Modellprojekten in Mergelsteinen und Rohrdorf, das Gutachten von Ifeu / ITB Bingen vom Juni 2015 sowie Erkenntnisse aus dem Vollzug in Baden-Württemberg eingeflossen.

Grundüberlegung A: Leistungsvermögen einer SNCR-Anlage

Das SNCR-Verfahren, die selektive nichtkatalytische Reduktion, reduziert NO durch Eindüsen eines stickstoffhaltigen Reduktionsmittels (i.d.R. 25%-ige Ammoniaklösung oder Harnstoff).

Abätzungen und Betriebserfahrungen zu den mittels der (high efficiency) SNCR erreichbaren NO_x -Minderungsraten nennen den Wert von bis zu 80%. Erfahrung aus dem Anlagenbetrieb legen nahe, dass Minderungsraten in der genannten Größenordnung im Praxisbetrieb nicht erreichbar sind. Vor allem im Hinblick auf die sichere Einhaltung eines generell erwarteten NO_x -Grenzwertes von 200 mg/m^3 und eines Grenzwertes für Ammoniak in Höhe von 30 mg/m^3 im Ta-

gesmittel scheint die SNCR-Technik daher an ihre Grenzen zu stoßen. So war im Rahmen einer Untersuchung kein Anlagenbauer bereit, eine Gewährleistung für Altanlagen mit NO_x -Rohgaswerten von 1.200 mg/m^3 zur sicheren Einhaltung des

NO_x-Grenzwertes zu geben. Nach Einschätzung der Anlagenbauer wäre ohnein der Grenzwertes für Ammoniak in Höhe von 30 mg/m³ allein mit dem (errechneten) Schlupf überschritten.

Unabhängig davon stößt die Einhaltung des NH₃-Grenzwertes auf die nicht beeinflussbare Freisetzung von Ammoniak während der Aufwärmphase des Rohmehls. Dieses rohmaterialbedingte Ammoniak wird im Wärmetauscher bei vergleichsweise niedrigen Temperaturen freigesetzt. Es steht deshalb für den SNCR-Prozess nicht zur Verfügung und wird auch selbst nicht abgebaut.

Somit stellt sich die Frage, ob nicht die SCR-Technologie mit höherem Minde-rungspotenzial eine mittlere wirtschaftliche Alternative geworden ist.

Grundüberlegung B: Wirtschaftlichkeit:

Die höheren Investitionen einer SCR-Anlage gehen in die Gesteungskosten je Tonne Klinker ein. In der Tendenz lässt sich sagen: je höher die Jahresproduktion, desto geringer sind die Zusatzkosten einer SCR-Anlage je Tonne Klinker.

Die laufenden Kosten für die Versorgung mit Reduktionsmittel sind dagegen beim Einsatz der SCR-Technik tendenziell niedriger als bei einer SNCR-Anlage. Hier ist u.a. zu berücksichtigen, dass beim Einsatz des SNCR-Verfahrens die Absenkung des NO_x-Emissionsniveaus von beispielsweise 300 mg/m³ auf 200 mg/m³ zu signifikant höherem **Reduktionsmittelbedarf** führt. Der Reduktionsmittelbedarf einer vergleichbaren SCR-Anlage beträgt demgegenüber nur 30 – 50% dieses Niveaus. Darüber hinaus steht hier – im Gegensatz zur SNCR-Anlage – auch das rohmaterialbedingte NH₃ für den Reduktionsprozess zur Verfügung, was zu einer zusätzlichen Einsparung von Reduktionsmittel führen kann. Unabhängig von der damit einhergehenden und aus Sicht des Umweltschutzes zu fordernden Minimierung der Ammoniakemissionen dürfte eine SCR-Anlage deshalb insbesondere für Werke mit vergleichsweise hohen NO_x-Rohgaskonzentrationen (>800 mg/m³) und

/ oder hohen rohmaterialbedingten Ammoniakemissionen wirtschaftlich attraktiv ein.

Soweit die Betreiber darauf abheben, dass beim Weiterbetrieb einer vorhandenen SNCR-Anlage keine oder nur geringe Investitionskosten zu berücksichtigen seien ist dieses methodisch nicht korrekt. Auch die Ertüchtigung einer vorhandenen SNCR-Anlage zu einer sogenannten „high efficiency-Anlage bedingt Investitionskosten von bis zu 1 Mio. €. Zudem ist zu bedenken, dass auch bei der SCR-Technik nach deren Abschreibung (ca. 10 Jahre) „nur“ noch deren Betriebskosten relevant sind. Da diese nach gegenwärtigen Erkenntnissen deutlich niedriger als diejenigen der SNCR-Technik sein werden (wegen deutlich geringerem Reduktionsmittelbedarf und trotz höherer Stromkosten und Kosten für den Austausch von Katalysatorlagen) werden sich längerfristig die Kosten der Entstickung tendenziell verringern (bezogen auf das gesetzlich vorgegebene und unstrittige NO_x -Niveau von 200 mg/m^3).

Daraus lassen sich folgende Leitlinien für die Entstickung ableiten:

- 1) **Neubauten oder durchgreifende Werksmodernisierungen**
 - Mit Blick auf die Zukunftsfähigkeit der Investition sollte der aktuell beste Stand der Technik bei der Entstickung (gegenwärtig: SCR-Verfahren) zur Anwendung kommen
 - Aufgrund der Technologieoffenheit des BImSchG bleibt die Anwendung der SNCR möglich, wenn Grenzwerte ohne Ausnahmen eingehalten werden können.
 - Sofern dies aufgrund niedriger NO_x -Rohgaskonzentrationen ($>600 \text{ mg/m}^3$) und niedriger rohstoffbedingter NH_3 -Emissionen ($>20 \text{ mg/m}^3$)¹ im Bereich des Möglichen erscheint (z.B. aufgrund einer Herstellergarantie), könnte zunächst die SNCR Technik zum Einsatz kommen. Erst wenn das NO_x -Niveau

¹ Beim Betrieb einer SNCR-Anlage ist mit einem Schlupf (verstanden als NH_3 -Emissionen aufgrund Einlösung von Reduktionsmitteln) von $5 - 10 \text{ mg/m}^3$ zu rechnen. In der Summe mit rohstoffbedingten NH_3 -Emissionen $> 20 \text{ mg/m}^3$ könnten die Grenzwerte vermutlich schon im Verbundbetrieb, jedenfalls aber im Direktbetrieb nicht eingehalten werden.

Aufgrund der beschriebenen chemisch-physikalischen Zusammenhänge ist bei Rohgaswerten $> 1.000 \text{ mg/m}^3$ eine Einhaltung der NO_x -Grenzwerte nicht möglich bzw. nur durch einen massiven Anstieg der NH_3 -Emissionen erreichbar. Vorschläge der Betreiber, die Grenzwerte mittels des SNCR-Verfahrens einhalten zu wollen, sind entsprechend kritisch zu hinterfragen.

Begründung:

- Notwendigkeit rohstoffbedingter Ausnahmen im Verbundbetrieb.
 - hohen rohstoffbedingten NH_3 -Emissionen ($> 40 \text{ mg/m}^3$)
 - NO_x -Rohgaswerten $> 1.000 \text{ mg/m}^3$ und/oder
- ter Näherung nicht plausibel bei
- 2) Die Anwendung des SNCR-Verfahrens erscheint bei **Bestandsanlagen** in ers-

begrenzte zeitliche Streckung denkbar.

tät der Errichtung und Inbetriebnahme eines neuen Werkes erscheint eine nahmen auch aus diesem Grund nicht vertretbar. Mit Blick auf die Komplexitäten an ^{gesamt}C weitgehend (40 – 60%) gemindert werden, wären Aus-

Da durch den Einsatz des SCR-Verfahrens im Nebeneffekt auch die Emissionen an ^{gesamt}C weitgehend (40 – 60%) gemindert werden, wären Ausnahmen in allen Betriebszuständen ohne rohstoffbedingte Ausnahmen eingehalten werden. Anderes wäre nicht vermittelbar.

chen. Soll dennoch am SNCR-Verfahren festgehalten werden müssen die besteht die Erwartung dass diese dem aktuellen Stand der Technik entsprechen. Bei Neubauten oder Modernisierungen, die einem Neubau gleich kommen, Grenzwerte in allen Betriebszuständen ohne rohstoffbedingte Ausnahmen eingehalten werden. Anderes wäre nicht vermittelbar.

Begründung:

- von zwei Jahren).
- geht und letztere nach Einfahren des Werkes nachgerüstet wird (innerhalb
- nahme eines neuen Werks dieses zunächst ohne die SCR-Anlage in Betrieb
- Denkbar erscheint auch, dass mit Blick auf die Komplexität der Inbetrieb-
- halten werden können) verabredet werden
- pflichtung zu weiteren Maßnahmen, falls mit SNCR Grenzwerte nicht eingehalten werden können) verabredet werden
- Betreiber und Behörde frühzeitig im Sinne eines gestuften Vorgehens (Ver-
- forderlich sind. Eine solche Vorgehensweise müsste allerdings zwischen
- schieden werden, inwieweit weitere Maßnahmen (z.B. eine SCR-Anlage) erforderlich sind. Eine solche Vorgehensweise müsste allerdings zwischen
- und die Ammoniakemissionen tatsächlich ermittelt worden sind, kann ent-

3) Rohstoffbedingte Ausnahmen für Bestandsanlagen
 wenn bei niedrigem NO_x -Rohgaswerten mit SNCR die NO_x -Grenzwerte eingehalten und die Ammoniak-Grenzwerte weitestgehend eingehalten werden. Die Betriebsverfahren zeigen dass dies im Verbundbetrieb in etlichen Fällen erreichbar erscheint. Daher konzentriert sich die Betrachtung auf den Umgang mit den Direktbetriebszeiten:

- Im Verbundbetrieb müssen die GW eingehalten werden,
- Ausnahmen kommen nur für den Direktbetrieb in Betracht. Grundvoraussetzungen sind:

- o Der Direktbetrieb muss eine klar untergeordnete Rolle spielen (<15% der Betriebsstunden)

- o Begrenzung der NH_3 -Emissionen im Direktbetrieb auf max. 60 mg/m^3
- o **Begrenzung der Emissionen im Jahresmittel:** Einhaltung eines Jahresmittelwerte < 25 mg/m^3 , berechnet aus allen Halbstundenmittelwerten.

- Liegen diese Voraussetzungen vor, hat eine Abwägung nach § 24 i.V.m. Ziff. 2.1.4 der Anlage 3 zur 17. BImSchV zu erfolgen.

Begründung:

In der 17. BImSchV sind für NH_3 Tagesmittelwerte und Halbstundenmittelwerte vorgegeben. Dies dient der Steuerung der anwendbaren Verfahrenen. Ein Jahresmittelwert ist – anders als für NO_x – nicht vorgesehen. Da bei Einsatz eines SCR-Verfahrens im realen Betrieb mit NH_3 -Emissionen von ca. 10 mg/m^3 und in der Tendenz von NO_x -Emissionen deutlich > 200 mg/m^3 zu rechnen ist stellen genannten Vorgaben sicher, dass die Möglichkeit für Ausnahmerescheidungen nur für Fälle eröffnet wird, in denen das Niveau der Minderung der N-Emissionen weitestgehend dem einer SCR-Anlage entspricht. Dabei wird von einer Ausfallzeit der SCR-Anlage von 5% ausgegangen.

Allerdings ist auch in diesen Fällen eine Abwägungseinscheidung zu treffen. Im Rahmen der Abwägung sind zusätzlichen Minderungen beim

Ausnahmen – auch wenn sie gemäß Ziff. 3 auf einen längeren Zeitraum ange-schaftlichkeit (siehe oben).

Anträge auf rohmaterialebedingte Ausnahmen für Ammoniak sind in allen Fällen fundiert zu begründen. Dazu gehören insbesondere Betrachtungen zur Wirt-

6) Fundierte Begründung von Ausnahmen

nach § 24 der 17. BImSchV bleibt möglich.

5) Nachweis von wirtschaftlicher Unverhältnismäßigkeit (Betriebsgefährdung)

Die Kosten beim Betrieb einer SCR-Anlage werden in den ersten 10 Jahren (Abschreibungszeitraum) von den Investitionskosten geprägt. Es ist anzuneh-men, dass die relativen Kosten je Tonne produzierten Klinkers bei höheren Jah-reskapazitäten sinken.
Im Falle einer Restlaufzeit des Werkes von > 10 Jahren müssen die Investi-ionskosten ebenfalls auf eine geringere Produktionsmenge verteilt werden bzw. können die längerfristigen Vorteile der SCR-Anlage (geringere Betriebsmittelkosten) nicht zum tragen kommen.

Begründung:

Ausnahmeanträge sind gemäß Ziff. 6 fundiert zu begründen.

- 4) SCR-Verfahren könnte unverhältnismäßig sein wenn
- Produktionskapazität < 1.000 t/d
 - Restlaufzeit des Werks < 10 Jahre.

Einsatz einer SCR-Anlage bei der N-Fracht (untergeordnet) sowie an^{gesamt} C (mit dem entsprechenden Gewicht, falls Grenzwertüberschrei-tungen vorliegen), Dioxinen, Furanen, PCDD, PAH u. a. zu berücksichti-gen. Zu bedenken ist weiter, dass sich die NH₃-Emissionen im Vergleich zu den NO_x-Emissionen in der näheren Umgebung der Anlage nachteiliger auswirken können (siehe unten 7.). Dem stehen der betriebliche Aufwand und die Kosten gegenüber. Sofern sich bestätigen sollte, dass die Mehrkosten des SCR-Verfahrens eher gering sein dürften, könnte sich der Spielraum für Ausnahmen weiter einengen. Ggf. könnte eine längere Übergangsfrist berücksichtigt werden.

liegt sind - sollen in der Regel nur zeitlich befristet gewährt werden und nur erteilt werden, wenn ein Konzept zur zeitnahen Umsetzung der Grenzwerte vorliegt.

7) Berücksichtigung der N-Belastung für Biotop/Schutzgebiete
Sofern aufgrund der (Vor-)Belastung von Biotop/Schutzgebieten weitergehende Anforderungen erforderlich sind, gehen diese den Ziff. 1) – 6) vor.
Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich *NH₃-Emissionen* aufgrund der höheren Sinkgeschwindigkeit im näheren Umkreis der Anlagen belastender als *NO_x*-Emissionen auswirken können.

B. Gesamtstaub

Aus Gründen der Verhältnismäßigkeit soll die Umsetzung der Gesamtstaubgrenzwerte im Zuge von ohnehin anstehenden Genehmigungsverfahren umgesetzt werden. Dabei sind auch die ungerassten Quellen auf Minderungsmöglichkeiten nach dem Stand der Technik zu überprüfen.

C. Überschreitungen bei schon bisher geltenden Grenzwerten (ohne Änderung bei der jüngsten Novelle 2013)

In vielen Zementwerken werden die Grenzwerte für C_{gesamt} , CO und SO_2 zum Teil massiv überschritten. Dies beruht in Teilen auf der Zusammensetzung der natürlichen Rohstoffe. Auch bei Hg gibt es z.T. Überschreitungen. Die 17. BImSchV sah und sieht deshalb die Möglichkeit zu Gewährung rohstoffbedingter Ausnahmen vor. Im Zuge der Überprüfung der Genehmigungen stellt sich deshalb die Frage wie mit diesen Überschreitungen weiter umgegangen werden soll.

1. Grundsätzliches

Im Zentrum der Überprüfung stehen die durch die Novelle der 17. BImSchV explizit geänderten / neu eingeführten Grenzwerte für NO_x und NH_3 (siehe oben, A.). Insoweit ist fest zu stellen, dass sich zu deren Umsetzung mit der Verfügbarkeit des SCR-Verfahrens auch der Stand der Technik der Abgasreinigung in der Zementindustrie weiter entwickelt hat. Soweit sich die Verfügbarkeit des SCR-Verfahrens auch auf die unter C. behandelten Schadstoffe auswirkt (trifft unmittelbar auf C_{gesamt} und ggf. mittelbar auf CO zu) ist dies entsprechend zu berücksichtigen.

Im Übrigen sind einerseits das Ausmaß der zugelassenen Überschreitungen und deren Nachweis (Ziel: realitätsnahe Festlegung), andererseits die Möglichkeiten zur Emissionsminderung durch optimierten Betrieb der vorhandenen betrieblichen Anlagen zu überprüfen.

2. Nachweis durch Gutachten

Sofern die Emissionen nicht mit Maßnahmen nach dem Stand der Technik (in der Zementindustrie) gemindert werden können, liegen die Voraussetzungen für rohstoffbedingte Ausnahmen vor. Der Betreiber hat einen entsprechenden Antrag zu stellen und dies durch ein geeignetes Gutachten nachzuweisen. Die Tragfähigkeit der hierzu im Auftrag der Betreiber vom VDZ erstellten Gutachten zu den rohstoffbedingten Emissionsanteilen (C_{gesamt} , CO und NH_3) wird aktuell im Dialog zwischen Ländern und VDZ geklärt. Hierzu erfolgt ggf. eine gesonderte Unterrichtung.

Bei der Prüfung der Gutachten ist auf die gesetzliche Vorgabe zu achten, dass die Emissionen, die aus dem Einsatz von Abfällen resultieren, nicht mittels einer rohstoffbedingten Ausnahme zugelassen werden dürfen (vgl. Anlage 3 zur 17. BImSchV, Nr. 2.1.2, 2.1.4 und 2.4.2).

3. C_{gesamt}
Die Verfügbarkeit des SCR-Verfahrens wirkt sich auch auf die Emissionen organischer Stoffe (C_{gesamt} , außer Methan) aus: diese werden nach den Erfahrungen aus den Pilotprojekten deutlich gemindert (40 – 60%). Sofern Überschreitungen vorliegen und künftig eine SCR-Anlage installiert wird, ist von einer Minderung nach dem Stand der Technik auszugehen. Für ggf. noch verbleibende Grenzwertüberschreitungen können nach dem beschriebenen Vorgehen Maßnahmen erteilt werden
Sofern am SNCR-Verfahren festgehalten werden soll, ist im Falle von Ausnahmeanträgen für NH_3 die verpasste Minderung bei C_{gesamt} mit dem entsprechenden den Gewicht in die Abwägung einzustellen. Werden die NH_3 -Grenzwerte ohne Gewährung von Ausnahmen eingehalten erscheint die Forderung nach Installation einer SCR-Anlage allein zur Einhaltung der Grenzwerte bei C_{gesamt} mit Blick auf die Entstehungsgeschichte der Novelle 2013 nicht angezeigt, sofern damit deutliche Mehrkosten je Tonne Kliniker verbunden sind (da mutmaßlich nicht vom Willen des Gesetzgebers gedeckt).

4. CO
Die Installation einer SCR-Anlage hat keinen unmittelbaren Einfluss auf die CO -Emissionen. Allerdings gibt es deutliche Hinweise darauf, dass ein Teil der CO -Emissionen auf eine unvollständige Verbrennung aufgrund sauerstoffreduzierter Bedingungen bei der Sekundärf Feuerung im Bereich des Ofeneinlaufs zurück zu führen sein könnte. Grund hierfür könnte das Bestreben des Betreibers sein, das NO_x -Niveau im Rohgas zu begrenzen, um mittels der SNCR-Verfahrens die geforderten NO_x -Grenzwerte einhalten zu können. Eine weitere Ursache für erhöhte CO -Konzentrationen könnte in der Art der Aufgabe der (Ersatz-)Brennstoffe im Ofeneinlauf liegen (z. B. stückige Aufgabe von Altreifen). Der Einsatz des SCR-Verfahrens könnte künftig Spielräume für eine veränderte

Fahrweise der Anlage (verstärkte Sauerstoffzufuhr) schaffen.

Daher sind einerseits das Ausmaß der beantragten Überschreitungen und deren Nachweis (Ziel: realitätsnahe Festlegung und ohne Berücksichtigung der Emissionen, die aus dem Einsatz von Abfällen resultieren), andererseits die Möglichkeiten zur Emissionsminderung durch optimierten Betrieb der vorhandenen betrieblichen Anlagen zu überprüfen. Aus der Praxis sind hierzu folgende Maßnahmen bekannt:

- Einbau eines optimierten Brenners für die Primärf Feuerung
- Vergleichmäßigung der Sauerstoffzufuhr (gleichmäßige Temperatur der Primärluft durch verbesserte Vorwärmung im Bereich des Klinkerkühlers)
- Computerunterstützte Optimierung der Brennstoffeindüsung und Sauerstoffzufuhr bei der Primärf Feuerung
- ggf. verbesserte Konditionierung /durchdachtere Mischung und Aufgabe der Brennstoffe im Bereich der Sekundärfeuerung (Offeneinlauff²).

5. SO₂

Die Anwendung des SCR-Verfahrens wirkt sich nicht mindernd auf die SO₂-Emissionen aus.

Es sind ggf. das Ausmaß der zugelassenen Überschreitungen und deren Nachweis (Ziel: realitätsnahe Festlegung) sowie die Möglichkeiten zur Emissionsminderung durch optimierten Betrieb der vorhandenen betrieblichen Anlagen zu überprüfen.

6. Quecksilber

Die Minderung der Quecksilberemissionen wird in näherer Zukunft verstärkt Gegenstand der Bemühungen zur Minderung der Schadstoffbelastungen für die Umwelt sein. Auf internationaler Ebene haben sich die EU und Deutschland in der Minamata-Konvention auf verstärkte Maßnahmen verpflichtet. Dementsprechend waren die Möglichkeiten zur Minderung der Hg-Emissionen Gegenstand intensiver Diskussionen im Prozess zur Erarbeitung des aktualisierten BVT-Merkblatts für Großfeuerungsanlagen. Die erforderlichen Minderungsmaßnahmen sind vorhanden und werden z.T. auch bereits in der Zementindustrie

² Hierzu gibt es ein Forschungsprojekt der Bayerischen LFU.

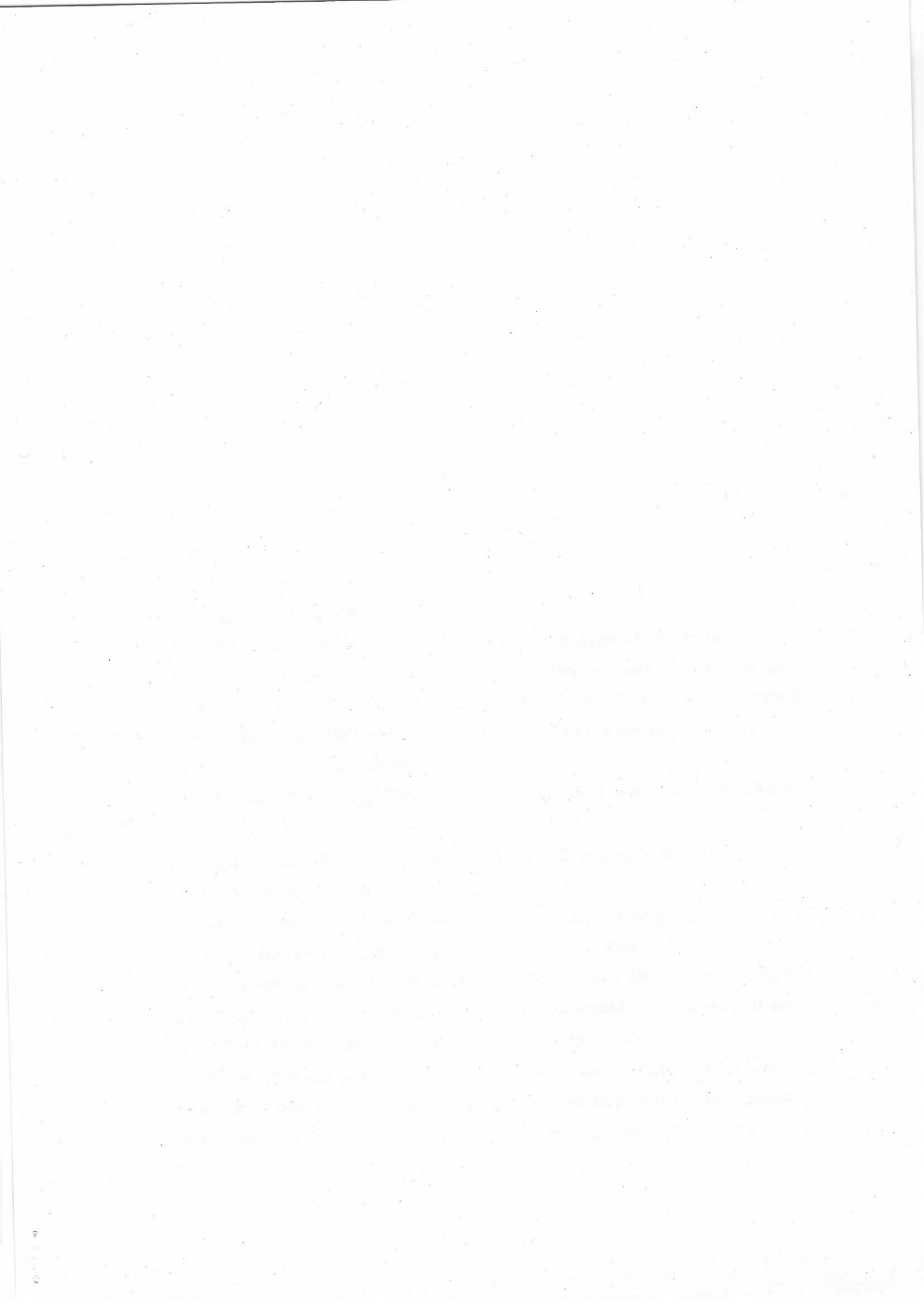
angewandt (z.B. Anlage zur Eindüsung von Aktivkohle und Regelung zur Ausschleusung quecksilberbelasteter Filterstäube). Der Beitrag der Zementindustrie an den Gesamtemissionen an Quecksilber in Baden-Württemberg ist mit 117 kg und einem Anteil von knapp 18% signifikant.

Der Einfluss des SCR-Verfahrens auf die Hg-Emissionen ist noch nicht ausreichend verstanden. Aus den Pilotprojekten wird berichtet, dass das Quecksilber im Abgas sich bei Durchströmen des Katalysators verstärkt von der elementaren in die ionische Form umwandelt und dadurch leichter im Staubfilter abgeschieden werden könnte.

Vor diesem Hintergrund soll bezüglich Hg wie folgt verfahren werden:

Neuanlagen / durchgreifende Werksmodernisierungen müssen die Grenzwerte ohne rohstoffbedingte Ausnahmen einhalten.

Auch Bestandsanlagen sollen die Grenzwerte ohne Ausnahmen einhalten. Im Zuge anstehender Genehmigungsverfahren soll daher ggf. auf die Nachrüstung entsprechender Minderungsrichtungen hingewirkt werden. Ausnahmen dürfen nur bei Vorliegen gewichtiger Gründe (große technische Schwierigkeiten; hohe Kosten) erteilt werden.



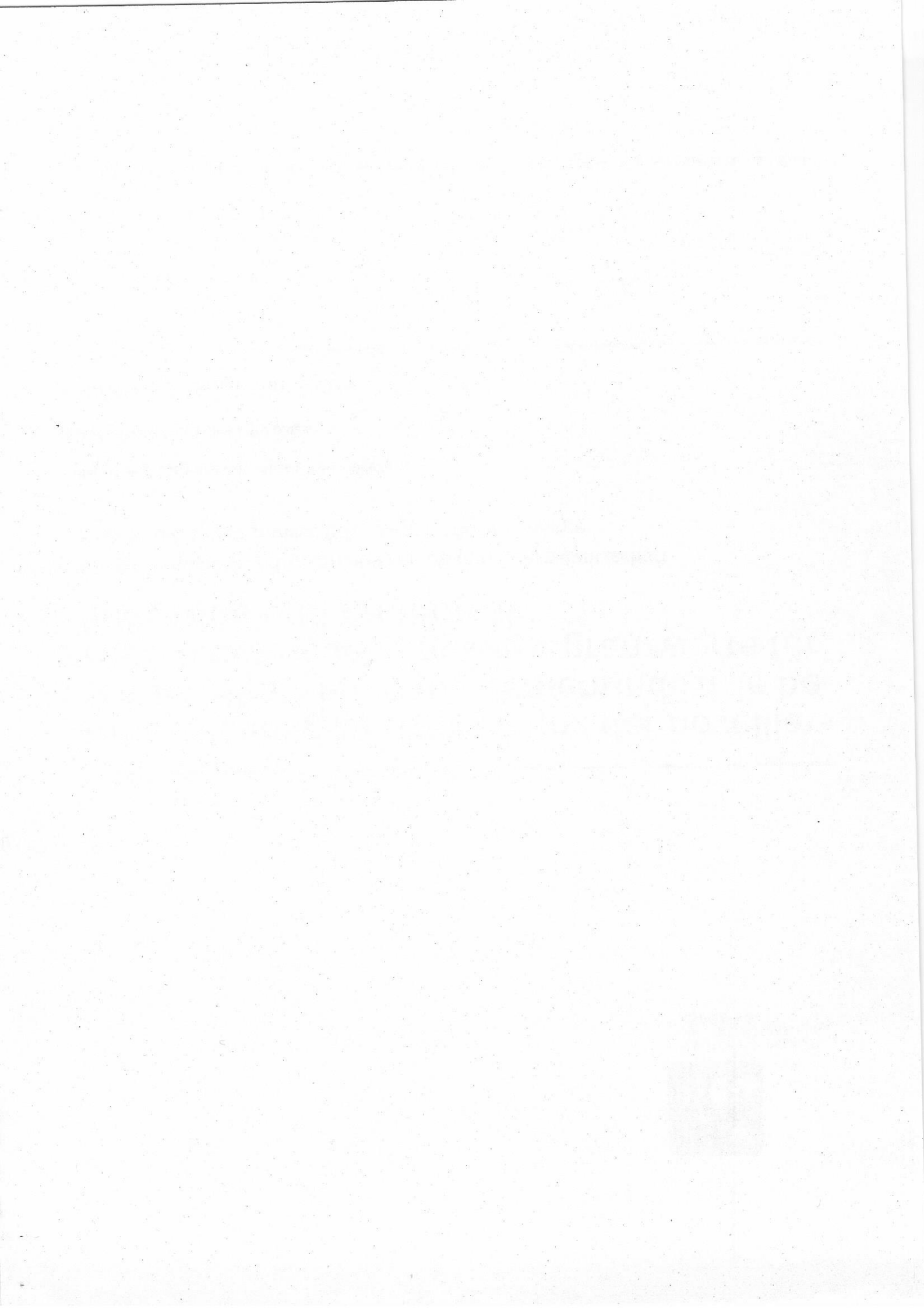
Untersuchung zur Umsetzung der novellierten 17. BImSchV in der Zementindustrie bezüglich der neuen Emissionsgrenzwerte für Stickoxide und Ammoniak

für das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft
Referat 42, Immissionsschutz, Lärm, Störfallvorsorge

Regine Vogt und Horst Fehrenbach, IFEU Heidelberg

Prof. Dr.-Ing. Ulrich Glinka, ITB Bingen

Heidelberg, Bingen Juni 2015



Inhalt

Abbildungsverzeichnis	3
1 Einführung	4
2 Entstickungstechnologien in der Zementindustrie	6
2.1 Beschreibung SNCR- und SCR-Technologie	6
2.1.1 SNCR-Verfahren	6
2.1.2 SCR-Verfahren	6
2.2 Beschreibung zu realisierten SCR-Anlagen	9
2.2.1 Erste High-Dust-SCR-Großanlagen in Solnhofen und Monsee	11
2.2.2 Betriebsdaten und -erfahrungen der SCR-Anlagen in Mergelstetten, Rohrdorf und Mannersdorf	12
2.2.3 Geplante SCR-Anlagen mit NOx-Reinigungswerten unter 200 mg/m ³	12
2.3 Zementwerke in Baden-Württemberg	19
2.4 Auslegungsbasis für Kostenkalkulation und Einschätzung Umweltwirkungen	20
3 Wirtschaftliche Auswirkungen einer Einführung der SCR Technologie	21
3.1 Allgemeine Vorbemerkungen	24
3.2 Investitionskosten	24
3.2.1 Kostenstruktur	24
3.2.2 Investitionskosten SNCR	24
3.2.3 Investitionskosten SCR	25
3.2.4 Zusammenfassung Investition	26
3.3 Betriebsmittelkosten	29
3.3.1 Chemikalienbedarf	30
3.3.2 Energiebedarf	30
3.4 Zusammenfassung der Kosten	32
3.5 Zusammenfassende Bewertung	34
4 Auswirkungen auf die Umwelt bei einer Einführung der SCR Technologie	36
5 Zusammenfassung	39
6 Anhang Daten zu SCR-Großanlagen	44
Literaturverzeichnis	46
	48

Abbildungsverzeichnis

30	Abbildung 3.1: Zusammenfassung Investitionskosten
34	Abbildung 3.2: Vergleich Betriebsmittelkosten für Ammoniakwasser
34	Abbildung 3.3: Vergleich Energiekosten
35	Abbildung 3.4: Vergleich Gesamtkosten
36	Abbildung 3.5: Vergleich Gesamtkosten nach Kostenteilen
39	Abbildung 4.1: Schematische Darstellung Systemgrenze für Vergleich SNCR- und SCR-Technologie
41	Abbildung 4.2: T-Diagramm high efficiency SNCR-Technologie versus High-Dust SCR
41	Abbildung 4.3: T-Diagramm high efficiency SNCR-Technologie versus Low-Dust SCR
42	Abbildung 4.4: T-Diagramm Low-Dust SCR versus High-Dust SCR
46	Abbildung 6.1: Herstellerangaben zu Betriebsdaten SCR Mergelstetten
46	Abbildung 6.2: Herstellerangaben zu Auslegungs- und Betriebsdaten SCR Mergelstetten
47	Abbildung 6.3: Auszüge aus dem Abschlussbericht zur Low-Dust SCR in Rohrdorf
47	Abbildung 6.4: Erreichte Minderungen NOx und NH ₃ -Frachten durch die SCR in Rohrdorf

Tabellenverzeichnis

8	Tabelle 2.1: Eckdaten zu SNCR und SCR-Technologie in der Zementindustrie
17	Tabelle 2.2: Betriebsdaten zu Zementwerken mit SCR-Technologie
18	Tabelle 2.3: Daten zu SCR-Anlagen bei Zementwerken mit NOx-Reinigungswerten von 200 mg/m ³ im Tagesmittel
22	Tabelle 2.4: Auslegungsdaten und Rechenwerte untersuchte Basisvarianten
23	Tabelle 2.5: Auslegungsdaten und Rechenwerte high efficiency SNCR
26	Tabelle 3.1: Investitionskosten SNCR
26	Tabelle 3.2: Spezifikation Katalysatoren
27	Tabelle 3.3: Investitionskosten High-Dust-SCR
28	Tabelle 3.4: Investitionskosten Low-Dust-SCR
29	Tabelle 3.5: Zusammenfassung Investitionskosten
31	Tabelle 3.6: Chemikalienkosten SNCR
32	Tabelle 3.7: Chemikalienkosten SCR
33	Tabelle 3.8: Energiekosten Druckverlust Katalysator
34	Tabelle 3.9: Beispielhafte Zusammenstellung der Gesamtkosten SCR in €/t Klinker
35	Tabelle 3.10: Beispielhafte Zusammenstellung der Gesamtkosten SNCR in €/t Klinker
40	Tabelle 4.1: Emissionsfaktoren für THG-Emissionen
40	Tabelle 4.2: Spezifische Ergebnisse der Varianten
40	Tabelle 4.3: Gesamtlasten in Deutschland und Einwohnerspezifische Beiträge

1 Einführung

Das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg hat das IFEU Heidelberg und ITB Bingen für eine Untersuchung zur Darlegung der wirtschaftlichen Auswirkungen sowie der Auswirkungen auf die Umwelt bei einer Einführung der SCR Technologie in der Zementindustrie beauftragt. Dies vor allem vor dem Hintergrund, dass Teile der Zementwerksbranche mit dem Argument hoher Kosten am hergebrachten SNCR-Verfahren in der Weiterentwicklung als „high efficiency“ festhalten wollen.

Rechtlicher Rahmen

Die high efficiency SNCR ist allerdings i.d.R. nicht geeignet die Anforderungen der novellierten 17. BImSchV (2013) zu erfüllen. Für Zementwerke relevant ist diese bei der Mitverbrennung von Abfällen. Nach § 9 (2) gelten hierfür die Regelungen in Anlage 3 Nummer 2 der 17. BImSchV, außer die Anlagen erzeugen mehr als 40% der Feuerungswärmeleistung mit gefährlichen Abfällen, dann gelten die gleichen Regelungen wie für Abfallverbrennungsanlagen (§ 9 (3)).

Nach Anlage 3 Nummer 2 der 17. BImSchV müssen Anlagen zur Herstellung von Zementklinkern und Zement für NOx einen Tagesmittelwert von 200 mg/m³ einhalten sowie für NH₃ einen Tagesmittelwert von 30 mg/m³, sofern ein SCR- oder SNCR-Verfahren eingesetzt wird (Bezugssauerstoffgehalt 10 Vol%). Die Werte gelten seit in Kraft treten der 17. BImSchV am 02.05.2013 für Neuanlagen. Bestehende Anlagen zur Herstellung von Zementklinker und Zementen müssen den Grenzwert für NH₃ ab dem 1. Januar 2016 einhalten (§ 28 (1)) und den Grenzwert für NOx spätestens ab dem 1. Januar 2019 (§ 28 (5)).¹

Für Zementwerke, die keine Abfälle mitverbrennen, gelten die Vorgaben der TA Luft (2002) Nummer 5.4.2.3 (bzw. allgemeine Anforderungen nach 5.2). Bestimmte Vorsorgeanforderungen daraus sind mit der Veröffentlichung durch das BMU im Bundesanzeiger zur Bekanntmachung des Fortschreitens des Standes der Technik nicht mehr bindend. Dies betrifft u.a. Nr. 5.4.2.3 der TA Luft für Stickstoffoxide und 5.4.2.3 sowie 5.2.4 der TA Luft für Ammoniak (Banz AT 09.01.2014 B3). Für die betroffenen Anforderungen hat der LAI Vollzugsempfehlungen für einen neuen Stand der Technik vorgelegt (LAI 2013). Danach sollen Neuanlagen bei NOx-Emissionen die Massenkonzentration von 0,20 g/m³ nicht überschreiten (BVT Nr. 19) und, sofern ein SCR- oder SNCR-Verfahren eingesetzt wird, bei NH₃-Emissionen nicht die Massenkonzentration von 30 mg/m³ (BVT Nr. 20). Für den strengeren NOx-Grenzwert wird in der Vollzugsempfehlung für Altanlagen eine Übergangsfrist gewährt. Diese müssen den neuen Grenzwert ab dem 01.01.2019 einhalten. Bis dahin sollen die NOx-Emissionen die Massenkonzentration von 0,35 g/m³ nicht überschreiten. Die vorgeschlagenen Emissionswerte entsprechen auch den Anforderungen der Anlage 3, Nr. 2.1 der 17. BImSchV für Anlagen, in denen Abfälle mitverbrennt werden.

Bedeutung der Schadstoffe

Die Bedeutung von NOx- und NH₃-Emissionen wird durch internationale Übereinkünfte deutlich, welche die Senkung von Luftschadstoffen zum Ziel haben, um negative Effekte auf die menschliche Gesundheit und Ökosysteme zu verringern. Hierzu zählt das Göteborg-Protokoll², ein Multikomponentenprotokoll, das von den Parteien der Genter Luftreinhaltekonvention³ in Göteborg beschlossen wurde und im Mai 2005 in Kraft trat. Eine Novellierung erfolgte im Mai 2012. Darin sind Emissionsminderungsverpflichtungen bis zum Jahr 2020 und

¹ Bei wesentlichen Änderungen dieser Anlagen bis zum 31.12.2018 ist nach 17. BImSchV, Anlage 3, Nr. 2.1.1 zu prüfen, ob die Anforderungen zur Begrenzung von NOx für Neuanlagen unter verhältnismäßigem Aufwand eingehalten werden können.

² http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html

³ Dazu gehören die EU-Mitgliedstaaten, die Europäischen Kommission, osteuropäische und asiatische Staaten sowie die USA und Kanada.

alle Folgejahre festgeschrieben. Für Deutschland entsprechen die Minderungsverpflichtungen in etwa den Emissionshöchststimmungen, die nach der europäischen NEC-Richtlinie (2001/81/EG) seit 2010 einzuhalten sind. Die NEC-Richtlinie ist in der 39. BImSchV in deutsches Recht umgesetzt. Danach gilt seit 2010 für NOx eine Emissionshöchststimmungen von 1.051 kt⁴ und für NH₃ von 550 kt. Nach aktuellem Berichtsstand des Umweltbundesamtes zu nationalen Emissionen (UBA 2015b)⁵ wird die Einhaltung dieser Höchststimmungen im Jahr 2010 und auch seither verfehlt, zum Stand 2013 für NOx um 10%⁶ und für NH₃ um 22%.

Die SCR-Technologie zeigt in Demonstrationsprojekten (Schwenk/VDZ 2013), (Rohrdorf/VDZ 2015) als Synergieeffekt auch eine Minderung von Gesamtkohlenstoffemissionen (TOC). Diese sind als NMVOC⁷ ebenfalls im Göteborg-Protokoll und auch in der NEC-Richtlinie (bzw. der 39. BImSchV) reglementiert. Die Emissionshöchststimmungen für NMVOC gemäß 39. BImSchV in Höhe von 995 kt wurde nach den berichteten Emissionen in (UBA 2015b) ebenfalls seit 2010 regelmäßig verfehlt, zum Stand 2013 um 14%.
 Deutschland ist nach dem aktuellen NEC-Statusbericht (EEA 2015) eines der vier (NMVOC) bis neun (NOx) europäischen Länder, denen es nicht (bzw. nur bei Schwefeldioxid) gelingt die seit 2010 geltenden nationalen Emissionshöchststimmungen einzuhalten.

Darüber hinaus wird für den Schadstoff Quecksilber eine Emissionsminderung durch die SCR-Technologie vermutet, die bei High-Dust-Schaltungen zum Tragen kommen könnte. Auch für Quecksilber werden Minderungsziele angestrebt, um Gesundheitsrisiken zu minimieren. So u.a. durch die UN-Minamata-Konvention der Vereinten Nationen, die im Oktober 2013 verabschiedet wurde.⁸ Zu den relevanten benannten Punktquellen zählen in den Zementwerke (Annex D).

Die Übereinkünfte und die gegebene nationale Emissionssituation verdeutlichen die Relevanz einer Minderung der Emissionen. Die Zementklinkerproduktion hat an diesen Gesamtemissionen mit Ausnahme von Quecksilber nur einen geringen Anteil. Nach den detaillierten Inventartabellen für die Nationale Berichterstattung für 2013⁹ liegt der Anteil an den nationalen Quecksilberemissionen bei 6%, der Anteil für NOx und Dioxine dagegen unterhalb 1,5% und für NH₃ und NMVOC unterhalb 0,5%. Letzteres ist für einen einzelnen Industriezweig auch nicht anders zu erwarten. Ausgenommen Quecksilber sind Hauptemittenten i.d.R. Massenpunktquellen wie Benzin- und Dieselfahrzeuge, Einzelfeuerungsanlagen und die Viehhaltung in der Landwirtschaft und damit die Bereiche, für die technische Minderungsmaßnahmen aufgrund ihrer schieren Menge wenig greifen. Tragende Minderungsstrategien liegen in der Substitution oder Suffizienz, beides Maßnahmen die in der Gesellschaft ein geringes Realisierungspotenzial haben. Vor diesem Hintergrund ist es nachvollziehbar, dass eine Konzentration von Minderungsstrategien auf die Hauptemittenten nicht ausreicht. Potenzielle Minderungsbeiträge sind für jeden Sektor zu prüfen, ungeachtet dessen, dass der Einzelbeitrag vergleichsweise gering ist.

Die vorliegende Untersuchung strebt eine Einschätzung v.a. der aktuellen wirtschaftlichen Auswirkungen einer Einführung der SCR-Technologie an, da gegenüber dem (BREF 2013) als Referenzdokument, durch die mittlerweile erfolgreich durchgeführten Demonstrationsprojekte und weitere Anlagenrealisierungen, ein fortentwickelter Stand erreicht wurde. In den nachfolgenden Kapiteln wird dieser fortentwickelte Stand dargestellt. Dem voraus geht eine grundsätzliche Beschreibung von Entstickungstechnologien in der Zementindustrie. Anhand der insgesamt recherchierten Informationen (inkl. Auskünfte von Behörden und Anlagenherstellern) wurde eine Auslegungsbasis für die Kostenkalkulation abgeleitet. Neben den wirtschaftlichen Auswirkungen einer Einführung der SCR-Technologie werden zudem anhand der abgeleiteten Auslegungsbasis die dadurch resultierenden Auswirkungen auf die Umwelt eingeschätzt.

⁴ NOx-Emissionen der Landwirtschaft wurden bei der Berechnung dieser Höchstmenge nicht berücksichtigt.
⁵ Darin wurden v.a. die NH₃- und auch die NMVOC-Emissionen in der Zeitreihe durch Anpassung an internationale Berechnungsstandards nach oben korrigiert.
⁶ Bezogen auf den gemeldeten Emissionswert abzgl. der Emissionen aus der Landwirtschaft (s. Fußnote 4).
⁷ Typischer Umrechnungsfaktor für TOC zu NMVOC ist 0,8.
⁸ <http://www.mercurycorvention.org/Convention/tabid/3426/Default.aspx>
⁹ <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>

2 Entstickungstechnologien in der Zementindustrie

Möglichkeiten zur Minderung von NOx-Emissionen in der Zementindustrie sind gemäß (BREF 2013, S. 125) die primären Maßnahmen/Techniken Flammenkühlung, NOx-arme Brenner, Feuerung in der Ofenmitte, Zugabe von Mineralisatoren, gestufte Verbrennung und Prozessoptimierung. Als sekundäre Maßnahmen/Techniken sind als Beispiele die SNCR und SCR genannt. Gemäß (BREF 2013, Table 1.34) liegt die Minderungsleistung der Feuerungstechnischen Maßnahmen bei maximal 50%, die Reingaszkonzentrationen zwischen 450 und 1.050 mg/m³. Die Minderungsleistung von SNCR und SCR erreicht höhere Werte (Tabelle 2.1).

Ziel der feuerungstechnischen Maßnahmen ist es, den Luftüberschuss und/oder die Temperatur zu minimieren, um dadurch die thermische NO-Bildung einzuschränken. Der Luftüberschuss kann durch eine intensive Vermischung des Brennstoffes/Ofenmehls mit der Luft bzw. dem Abgas deutlich reduziert werden. Dabei spielt die Homogenität des Brennstoffs eine große Rolle. Bei NOx-armen Brennern wird der Primärluftanteil deutlich reduziert und der Zündabstand der Flamme vom Brenner verringert. Der Einsatz von Mineralisatoren (z.B. Zugabe Ca₂-haltiger Stoffe zum Ofenmehl) senkt in gewissem Umfang die Sinterzonen-Temperatur und damit die thermische NO-Bildung. Bei der gestuften Verbrennung (nur bei Zyklorwärmer möglich) kann das in der Hauptfeuerung gebildete NO im Calcinator durch Brennstoffzugabe in reduzierender Atmosphäre durch Reaktion mit z.B. unverbrannten Kohlenwasserstoffen (oder Kohlenmonoxid) oder stickstoffhaltigen Radikalen zu molekularem Stickstoff reduziert werden (Baylfu 2007). Die Sekundärmaßnahmen SNCR und SCR sind nachfolgend beschrieben.

2.1 Beschreibung SNCR- und SCR-Technologie

2.1.1 SNCR-Verfahren

Das SNCR-Verfahren, die selektive nichtkatalytische Reduktion, reduziert NO durch Einlösen eines stickstoffhaltigen Reduktionsmittels nach folgender Reaktionsgleichung:

$$4 \text{NO} + 4 \text{NH}_3 + \text{O}_2 \rightarrow 4 \text{N}_2 + 6 \text{H}_2\text{O}$$

Als Reduktionsmittel werden i.d.R. 25%ige Ammoniaklösung oder Harnstoff verwendet. Als weitere Reduktionsmittel aus sogenannten Sekundärrohstoffen sind die unter den Markennamen Renoxal und Kontranox vertriebenen Fotoabfälle zu erwähnen. Als Wirkstoff enthalten sie Ammoniumthiosulfat. Eine hinreichende Funktion konnte nachgewiesen werden, jedoch liegen diese Abfallstoffe i.d.R. sehr verdünnt vor, so dass die Wirksamkeit eingeschränkt ist. Ebenso nimmt die Verfügbarkeit mit Zunahme der Digitalfotografie erheblich ab (Dittrich 2012, S.630ff).

Der Umsetzungserfolg der chemischen Reaktion ist temperaturabhängig. Optimale Bedingungen liegen nach (Baylfu 2007, S.9) im Temperatur-Fenster von etwa 900-1.000°C vor. In (Schwenk/VDZ 2013) wird die Einfeldung eines Temperaturfensters von etwa 850-1.050°C als wichtig für den Ablauf der Reaktion genannt. In (BREF 2013, S.135) wird das geeignete Temperaturfenster mit 830-1.050°C angegeben. Nach (Baylfu 2007, S.8) ist unter 800°C die Reaktionsgeschwindigkeit zu gering, so dass Ammoniak nicht umgesetzt wird (NH₃-Schlupf; auch möglich bei erhöhtem NH₃/NO-Molverhältnis von über 1,2), oberhalb von etwa 1.250°C führt die Oxidation von NH₃ zu zusätzlicher NO-Bildung. Nach (Dittrich 2012, Bild 1) beginnt die NO-Bildung ab etwa 1.150°C.

In der Zementindustrie wurde das SNCR-Verfahren erstmals 1979 angewendet, die Einstufung als BVT erfolgte 1999 (Schwenk/VDZ 2013). Zum Stand etwa 2007/2008 wurde das SNCR-Verfahren an 107 Zementwerken in der EU27 und den EU23+ Ländern angewendet (zzgl. 5 Pilotanlagen) (BREF 2013, Table 1.33). Der günstige

Temperaturbereich von 900-1.000°C liegt bei Drehrohrofen mit Zyklorvorwärmer beim Übergang von Drehrohr und Vorwärmer (Bereich Gasseigschacht). Anlagen mit Rostvorwärmer zeigen im Übergangsbereich Vorwärmer und Ofeneinlauf eine um etwa 150°C höhere Temperatur (BayLFU 2007, S.9). Dies könnte der Grund für die in (BREF 2013) dokumentierte geringere Minderungsleistung der SNCR bei Rostvorwärmern sein (s. Tabelle 2.1). Nach Angaben in (BayLFU 2007, S.9) ließen sich nach vorliegenden Betriebsfahrungen mit SNCR in den meisten Fällen NOx-Minderungsraten von 50-60% (teilweise darüber) erreichen.

Die nach (BREF 2013) in Tabelle 2.1 dokumentierte Minderungsleistung von 90% für SNCR bei Zyklorvorwärmer bezieht sich auf Jahresdurchschnittswerte für „high efficiency SNCR“ bei zwei Anlagen (drei Ofenlinien) in Schweden. Die betreffenden Anlagen sind im Anhang des BREF 2013 (Kapitel 6.2.4.1) genauer beschrieben. Über den Messzeitraum 1997-2005 wurden bei Rohgaskonzentrationen zwischen 800-1.100 mg/m³ an einer Anlage (Slite, 2 Linien) Jahres-Reinigungswerte von etwas über 200 mg/m³ gemessen, bei der anderen Anlage (Skövde) Werte etwas unterhalb 200 mg/m³ (BREF 2013, Figure 6.6). Die Reduktionsrate ist für beide Anlagen mit rund 80% angegeben. Der Bedarf an 25%iger-NH₃-Lösung stabilisierte sich bei der Anlage in Slite auf 3,5-4,5 l/t Klinker (NH₃/NOx-Molverhältnis 1,2-1,4), bei der Anlage in Skövde auf 2,5-3,5 l/t Klinker (NH₃/NOx-Molverhältnis 1,0-1,2). Die rohsstoffbedingten NH₃-Emissionen lagen vor dem SNCR-Betrieb bei der Anlage in Slite bei 15-20 mg/m³ und bei der Anlage in Skövde bei 10-30 mg/m³. Mit Inbetriebnahme der SNCR lag der zusätzliche NH₃-Schlupf bei 5-20 mg/m³ bei der Anlage in Slite und 5-10 mg/m³ bei der in Skövde. Spätere Messungen 2003 an der Anlage in Skövde ergaben NH₃-Emissionen von < 5 mg/m³ ohne SNCR und von 20 mg/m³ mit SNCR. Die Anlage in Skövde befand sich zu fast 98% im Verbundbetrieb, so dass die gemessenen NH₃-Konzentrationen den Verbundbetrieb repräsentieren (BREF 2013, S.423). An der Anlage in Slite hat ein SO₂-Wäscher Einfluss auf die NH₃-Emissionen. Je nach Flüssigkeitstemperatur wirkt die Flüssigkeit puffernd oder setzt akkumuliertes NH₃ frei und verursacht hohe Kurzzeitpeaks (bis zu 125 mg/m³).

Die high efficiency SNCR ist eine Weiterentwicklung der SNCR. Sie wurde durch das Ingenieurbüro Bonnenberg & Drescher speziell für Müllverbrennungsanlagen entwickelt und ist dort erfolgreich etabliert (Bonnenberg & Drescher 2015). Bei Zementwerken wird unter kontrollierten Bedingungen 25%ige-NH₃-Lösung über Düsen (Lanzen) in den Vorwärmer injiziert. Die Anordnung der Lanzen wird durch das Temperaturprofil in der Steigleitung (Gasseigschacht) bestimmt. Die Injektion der NH₃-Lösung erfolgt prozessgesteuert in Abhängigkeit des im Vorwärmer in der Nähe der Lanzen gemessenen Temperaturprofils, das mittels des akustischen Messsystems AGAM online ermittelt wird (Bonnenberg & Drescher 2015). Aufgrund der vorteilhaften, guten NH₃-Verteilung kann der NH₃-Schlupf und der Verbrauch an NH₃-Lösung reduziert werden. Die high efficiency SNCR wurde an den o.g. beiden schwedischen Anlagen und mindestens einer deutschen Anlage installiert (BREF 2013, S.136). Die deutsche Anlage ist in Kapitel 6.2.4.2. in (BREF 2013) genauer beschrieben. Die Anlage kann bis zu 100% Ersatzbrennstoffe (EBS) einsetzen. Die NOx-Rohgaskonzentration liegt mit 400-600 mg/m³ im durchschnittlichen Tagesmittel relativ niedrig, kann aber auch bei 1200 mg/m³ und höher liegen. Unter Einsatz von 25%igen NH₃-Lösung wurden im Rahmen der Messkampagne NOx-Werte im Reingas von 200 mg/m³ bei einem NH₃/NOx-Molverhältnis von 1,4 im Verbundbetrieb bzw. 1,5 im Direktbetrieb erreicht. Dabei kam es zu signifikantem NH₃-Schlupf insbesondere im Direktbetrieb (max. 50-200 mg/m³), der im Messzeitraum 10-20% der Betriebszeit einnahm.

Bei der beschriebenen Anlage handelt es sich offensichtlich um das in (BayLFU 2007) beschriebene Zementwerk Harburg mit hocheffizienter SNCR-Anlage. An der Anlage sind auch Primärmaßnahmen umgesetzt wie Vergleichmäßigung des Ofenbetriebs, der Stoffströme, Low-NOx-Brenner in der Primärf Feuerung und Flammenkühlung (BayLFU 2007, S.13). Der NOx-Zielwert von 200 mg/m³ wurde in den ersten drei Monaten des Versuchszeitraums vom 03.04.-08.10.2006 eingestellt und sowohl im Direktbetrieb als auch im Direktbetrieb eingehalten. Die NOx-Frachten lagen im Direktbetrieb niedriger aufgrund des gegenüber dem Verbundbetrieb niedrigeren mittleren Volumensstroms (226.000 m³/h (N, tr.) gegenüber 261.000 m³/h (N, tr.)). Das NOx-Ausgangsniveau im Ofeneinlauf schwankte über den Versuchszeitraum erheblich (500 und 1.400 mg/m³, ohne Sauerstoffbezug, (BayLFU 2007, S.19)) und lag in den ersten drei Monaten ca. 25% niedriger als in den zweiten drei Monaten (NOx-Zielwert 350 mg/m³) (BayLFU 2007, S.21). NH₃-Emissionen ohne SNCR wurden aus einer 2004 durchgeführten Untersuchung zu 10 mg/m³ im Verbundbetrieb und ca. 30-40 mg/m³ im Direktbetrieb ermittelt. Mit SNCR ergaben sich für den NOx-Zielwert von 200 mg/m³ folgende Werte für den Verbund- bzw. den Direktbe-

trieb: mittlerer Ammoniakwasserverbrauch 236 l/h bzw. 283 l/h; NO-Abbau im Mittel 47% bzw. 52,7%; NH₃-Ausbeute (Molverhältnis s.o.) 36,5% bzw. 34,8%; NH₃-Emissionen im Mittel über die Betriebszeit 7 mg/m³ bzw. 103 mg/m³ (21 mg/m³ über alle Betriebszustände, mit Direktbetrieb ca. 19,6% der Gesamtbetriebszeit im Jahr 2006); NH₃-Maximalwerte über die Betriebszeit an einem Tag 68 mg/m³ bzw. 202 mg/m³ (BayLFU 2007, S.37 und Tab.5). In der zweiten Versuchsphase mit höherem NOx-Ausgangsniveau waren sowohl Ammoniakwasser-verbrauch als auch NH₃-Schlupf höher zu erwarten gewesen. In Bezug auf die gesamte N-Fracht kann eine Minderung mit SNCR nur dann erreicht werden, wenn je gemindertem kg NO₂ weniger als 0,3 kg NH₃ zusätzlich emittiert wird (BayLFU 2007, S.38).

In (Schwenk/VDZ 2013, S.21) wird ein Artikel in der Cement International zitiert (Vol. 4(2), S.62-74, 2006) wonach Betriebsverfahren und Potenzialversuche gezeigt haben, dass ein NOx-Zielwert von 800 mg/m³ mit der SNCR-Technologie bei geringem NH₃-Schlupf (z.B. < 30 mg/m³) auch im Direktbetrieb sicher erreicht werden kann (NH₃/NO-Molverhältnis < 1). Ein NOx-Zielwert von 500 mg/m³ allerdings bei etwas erhöhtem NH₃-Schlupf (z.T. > 30 mg/m³; Molverhältnis > 1). Bei niedrigem NOx-Ausgangsniveau können auch 200 mg/m³ erreicht werden, jedoch muss insbesondere im Direktbetrieb ein erhöhter NH₃-Schlupf (>> 30 mg/m³) in Kauf genommen werden (Molverhältnis > 2). Im Verbundbetrieb erfolgt eine hohe NH₃-Abscheidung (Adsorption an der Partikeloberfläche) am Rohmehl, so dass die NH₃-Emissionen vergleichsweise gering bleiben.

Vorwärmerart	SCR (Table 1.34)	SCR (Table 1.35)
Minderung (%)	30-90% ⁽¹⁾	43-95%
Reingas mg/m ³ (i.d.R. Tagesmittelwerte)	<200 ^(1,2) -500 ⁽³⁾	<200 ⁽⁵⁾ -500
Kosten	Investment Mio. € 0,5-1,2 Betriebskosten €/t Klinker 0,1-1,7	Investment Mio. € 2,2-4,5 Betriebskosten €/t Klinker 0,33-3,0

- 1) Schwedische Anlagen, Jahresdurchschnittswerte high efficiency SNCR, Rohgaskonzentration 800-1.000 mg/m³, NH₃-Schlupf 5-20 mg/m³
- 2) Deutschland 200-350 mg/m³ als Tagesmittelwert
- 3) In Verbindung mit prozessintegrierter Technik, Rohgaskonzentration 1.200 mg/m³
- 4) Experimente in Frankreich, Jahresdurchschnittswerte
- 5) Pilotversuche Deutschland, Italien, Schweden; 1997 zwei SCR-Hersteller in Europa mit garantierten Reingaswerten von 100-200 mg/m³
- 6) Kostenschätzung des UBA (1.500 t Klinker/d, NOx-Ausgangswert 1.200 mg/m³, Reingaswerte 200, 500 und 800 mg/m³ im Tagesmittel)
- 7) Kostenschätzung des VDZ (gleiche Randbedingungen wie bei UBA); der Maximalwert steht für ein italienisches Zementwerk bei dem 0,9 Mio. € für Katalysatorelemente enthalten sind (drei Lagen installiert und zwei auf Lager)
- 8) Im BREF-Entwurf von 2006 waren die Betriebskosten mit 0,3-0,5 € nach UBA bzw. 0,5-0,9 € nach VDZ angegeben (BayLFU 2007, Tab. 2)

(Quelle: BREF 2013, Table 1.34 und Table 1.35)
Tabelle 2.1: Eckdaten zu SNCR und SCR-Technologie in der Zementindustrie

Unabhängig vom NH₃-Schlupf sind die rohstoffbedingten NH₃-Emissionen relevant. Mit der SNCR-Technologie können diese nicht gemindert werden. NH₃ wird aus Ammoniumverbindungen des Rohmehls beim Eintrag dessen in den Vorwärmer bei den dort auftretenden Temperaturen (< 750°C) gebildet und mit dem Rohgasstrom aus

dem Vorwärmer ausgetragen, durchläuft also gar nicht erst das Temperaturfenster der SNCR-Zone. Rohstoffbedingte NH_3 -Emissionen sind teilweise maßgeblich bei Zementwerken. Sie waren z.B. Grund für die Installierung der ersten SCR-Anlagen in Italien (Monseice, Sarche) (Schwenk/VDZ 2013, S.24). Bei Monseice lagen die rohstoffbedingten NH_3 -Emissionen zwischen 50-150 mg/m^3 (BREF 2013, S142). Allgemein können laut (BREF 2013, S.89) rohstoffbedingte NH_3 -Emissionen aus Zementwerken bis zu 200 mg/m^3 betragen. Auch im Zementwerk Rohrdorf waren vergleichsweise hohe rohstoff- bzw. alternativrohstoffbedingte NH_3 -Emissionen gegeben, im Bereich zwischen 100-150 mg/m^3 . Unabhängig davon wird in (Rohrdorf/VDZ 2015, S.13) dargestellt, dass bedingt durch den NH_3 -Schlupf eine Reduzierung der NOx-Emissionen mit Hilfe der SNCR-Technik auf unter 200 mg/m^3 und gleichzeitig niedrigere NH_3 -Emissionen in den meisten Zementwerken in der Regel nicht möglich ist.

Die Ausführungen zeigen, dass mit der SNCR-Technik die Grenzwerte der 17. BImSchV für NOx und NH_3 nicht sicher eingehalten werden können. Es kommt hinzu, dass die SNCR-Technik aufgrund des notwendigen Temperaturfensters rohstoffbedingte NH_3 -Emissionen nicht umsetzen und damit nicht mindern kann.

2.1.2 SCR-Verfahren

Beim SCR-Verfahren, der selektiven katalytischen Reduktion, wird ebenfalls NO durch Eindüsen eines stickstoffhaltigen Reduktionsmittels reduziert, allerdings in Kombination mit einem Katalysator, durch den das Temperaturfenster für die NO-Minderung auf 300-400°C (BREF 2013, S.140) bzw. 250-400°C (Schwenk/VDZ 2013, S24) sinkt, so dass praktisch eine stöchiometrische Reaktion zwischen NO und NH_3 erreicht werden kann und selbst bei sehr hohen Minderungsraten nur minimale NH_3 -Emissionen resultieren. Die Eindüsung erfolgt vor dem Katalysator in den Abgasstrom. Laut (BREF 2013, S.140) liegen erreichbare NOx-Minderungsraten bei 85-95%, und der Katalysator entfernt bei entsprechendem Design auch Kohlenwasserstoffe, so dass durch die SCR im Allgemeinen auch VOC sowie Dioxine und Furane reduziert werden. Die Fähigkeit VOC zu oxidieren dürfte im Zusammenhang mit dem derzeit im Rahmen der TA Luft Novellierung diskutierten Grenzwert für Formaldehydemissionen von 1 mg/m^3 künftig von weitergehendem Interesse sein.

SCR-Verfahren allgemein

In Kraftwerken und Müllverbrennungsanlagen wird das SCR-Verfahren seit etwa 30 Jahren erfolgreich angewendet (Schwenk/VDZ 2013, S.24). Es gibt zwei Arten von Katalysatoren, die eine besteht im Wesentlichen aus Titanoxid (TiO_2), Vanadiumpentoxid (V_2O_5) und Wolframtioxid (WO_3), die andere verwendet Zeolithe. Erste re oxidieren in Gegenwart von gasförmigen Halogenen auch elementares Quecksilber, das sich nach (UBA 2011, S.70) dann besser im Filter und Wäscher abscheiden lässt. Eine SCR-Anlage kann in der Abgasreinigung an verschiedenen Stellen angeordnet werden (UBA 2011, S.69ff). Hauptsächlich werden die drei **Schaltungsvarianten** High-Dust, Low-Dust und Tail-End unterschieden. Bei der High-Dust-Schaltung ist die SCR nach dem Überhitzer und vor der Entstaubung angeordnet. Bei der Low-Dust-Variante treffen die Abgase nach der Entstaubung auf den Katalysator. Bei der Tail-End-Schaltung ist der Katalysator nach Entstaubung und Entschwefelung angeordnet.

Eingesetzte **Formen von Katalysatoren** sind Wabenkatalysatoren (Honeycomb) und Plattenkatalysatoren. Wabenkatalysatoren haben eine feine Struktur und damit aufgrund der hohen spezifischen Oberflächen ein geringes Katalysatorvolumen. Eine hohe Aktivität besteht in Low-Dust-Abgasen (UBA 2011, Tab.5). Plattenkatalysatoren haben demgegenüber geringe Staubablagerungen, hohe Erosionsbeständigkeit, geringere Vergiftungsgefahr, niedrigeren Druckverlust, erfordern aber bei gleicher Reduktionsleistung wie Wabenkatalysatoren ein größeres Katalysatorvolumen. Die Aktivität des Katalysators hängt von der Temperatur und vom Gehalt katalytisch oxidierender Bestandteile (v.a. V_2O_5) ab. Oberhalb von 400°C fällt die Aktivität rasch ab bzw. verändert sich das Gefüge des Katalysators, da die Materialien bei diesen Temperaturen nicht beständig sind. Oberhalb von 450°C kommt es zur irreversiblen Phasenumwandlung der TiO_2 -Kristalle von der Anatas-Phase (spezifische Oberfläche von 60 m^2/g) zur Rutil-Phase mit deutlich geringerer spezifischer Oberfläche ($< 10 \text{ m}^2/\text{g}$) (Rohrdorf/VDZ 2015, S.18). Unterhalb von 280°C ist es bei hohen Schwefelkonzentrationen im Abgas nicht möglich, eine SCR-Anlage mit ausreichender Verfügbarkeit zu betreiben, da es zur Ausfällung von Ammoniumsulfat

kommt, das den Katalysator blockieren würde (UBA 2011, S.71). Ammoniumsulfat oder auch Ammoniumhydrogensulfat bilden sich durch Umsetzung von SO_3 (aus SO_2 -Konversion) und nicht reagiertem NH_3 . Bei einer geringen Betriebstemperatur > 250°C kommt es zur Kondensation der beiden Ammoniumsalze am Katalysator, die dann in den Poren eine inerte Sperrschicht bilden (Rohrdorfer/VDZ 2015, S.19). Nach (Veser 1998) erfolgt die Bildung von Ammoniumsulfat unterhalb 240°C bei einem NH_3 -Schlupf von etwa 50 ppm und SO_3 -Gehalten im Abgas nach Katalysator von etwa 20-50 ppm. Der V_2O_5 -Gehalt im Katalysator steigert die NO_x -Reduktionsaktivität (asymptotisch), aber auch die SO_2 -Konversion (exponentiell) (UBA 2011, S.75).

Hochaktive Katalysatoren mit relativ hohen Anteilen an V_2O_5 sind bei Tail-End-Schaltungen möglich. Da diese nach der Entschwefelung angeordnet sind, können auch Niedertemperaturkatalysatoren (160-240°C) eingesetzt werden, vorausgesetzt die SO_2 -Konzentration im Abgas ist ausreichend niedrig (< 10 mg/m³). Ein wichtiger Vorteil des Hochtemperaturkatalysators ist die simultane Dioxin- und Furanabscheidung (UBA 2011, S.75). Die Zerstörung von Dioxinen und Furanen (PCDD/F) im Katalysator erfolgt zwar auch bei Temperaturen > 250°C, aber mit geringerem Wirkungsgrad (Löschau 2014). Allgemein haben Tail-End-Schaltungen eine längere Standzeit, da staub- und gasförmig vorliegende Schwermetalle aus dem Abgas entfernt wurden (gilt analog für Low-Dust-Schaltungen). Low- und High-Dust-Schaltungen werden als Hochtemperaturvariante betrieben, bei der im Katalysator auch PCDD/F reduziert werden. Bei High-Dust-Schaltungen hat das Abgas die für die katalytische Reaktion benötigte Temperatur, und da die Entstaubung nachgeschaltet ist, würde die oben erwähnte ggf. bessere Abscheidung von ionischem Quecksilber im Filter nur bei der High-Dust-Schaltung zum Tragen kommen. Nachteil der High-Dust-Schaltung ist die hohe Staubleadung des Rohgases, das durch den Katalysator geleitet werden muss und dessen Standzeit verringert. Staubleadungen auf den Katalysatoren müssen regelmäßig mit Druckluft abgeblasen werden (Rohrdorfer/VDZ 2015, S.19). Bei Low-Dust-Schaltungen ist keine Abreinigung der Katalysatorkomponente erforderlich. Dafür muss das Abgas aufgrund der Temperatureinschränkung von Filtermaterialien (z.B. bei Gewebefiltern¹⁰) vor dem Staubfilter abgekühlt und für die NO_x -Minderung am Katalysator wieder aufgeheizt werden. Abgastemperaturen nach dem Staubfilter liegen im Bereich 100-150°C (Rohrdorfer/VDZ 2015, S.19). Bei Elektrofiltern ist keine Temperaturabsenkung erforderlich, allerdings kommt es dann in diesem Temperaturbereich zur de-novo-Bildung von Dioxinen oder Filterstaub (Bildungstemperatur ca. 250-400°C¹¹). Nach (UBA 2011, S.72) werden diese bei Kratwerken oder MVAn zwar im SCR-Katalysator bei entsprechender Auslegung wieder zerstört, die Reststoffe bleiben jedoch weiter belastet (an Staub adsorbierte PCDD/F) und müssen als Sonderabfall beseitigt werden.

SCR-Verfahren in Zementwerken

Beim Einsatz des SCR-Verfahrens in Zementwerken werden ebenfalls die o.g. Schaltungsvarianten unterschieden. Die High-Dust-Schaltung ist bei Zementwerken nach dem Vorwärmer und vor der Entstaubung angeordnet. „Low-Dust“ und „Tail-End“ werden teils synonym verwendet, wenn bei Zementwerken keine Entschwefelung installiert ist. Als weitere Variante kommt bei Zementwerken die Semi-Dust-Schaltung hinzu, bei der das Ofengas in einem Hochtemperatur-Trocken-Elektrofilter zur Entlastung des SCR-Katalysators vorentstaubt wird.

Gegenüber dem bei Kratwerken und MVAn langjährig etablierten Einsatz der SCR-Technologie stand diese beim Einsatz in Zementwerken vor besonderen Herausforderungen, v.a. da sich Staub in Zementwerken nach Menge, Morphologie, Chemie, Kohäsion und Abrasivität ganz wesentlich von dem in Kratwerken unterscheidet (Zurhove & Terry 2013). Die Staubleastung im Abgas liegt um den Faktor 2-20 höher (50-100 g/m³¹²), die Morphologie bzw. Partikelform ist unregelmäßiger, Staub beinhaltet Ton und oft Salze, die Bindigkeit (Klebrigkeit) ist höher und die Abriebwirkung dafür niedriger. Die jeweilige Ausprägung ist stark abhängig vom Ofentyp und der Rohmaterialzusammensetzung. Die Staubproblematik ist vorrangig für High-Dust-SCR relevant, die in den ersten Pilotanlagen zum Einsatz kam (s. Kap. 2.2.1). Probleme bestehen in Deaktivierungen, die sich v.a. durch Verstopfung der Katalysatorkanäle, der Poren, harte Verkrustungen am Katalysatoreingang ergeben und

¹⁰ Hinweis Prof. Glinka: Moderne Gewebefilter können Temperaturen bis 240°C bestehen.

¹¹ Nach Vogt, H., Stieglitz, L.: Thermal Behaviour of PCDD/PCDF in Fly Ash from Municipal Incinerators. Chemosphere 15 (1986) 1373. In der Gasphase wurde zwischen 400 und 450°C die Bildung gasförmiger PCDD/F beobachtet.

¹² Nach (Scheuch o.J.) liegt der Staubgehalte sogar bei bis zu 200 g/m³.

In Vergiftung durch Schwermetalle. Letzteres wurde durch Thallium beobachtet, allerdings nicht bei High-Dust-SCR, sondern bei Semi-Dust-SCR-Anlagen (Zurhove & Terry 2013). Als Begründung wird angeführt, dass die Vorentstaubung grobkörnige Partikel besser abreinigt als feinkörnige, die aufgrund der größeren spezifischen Oberfläche eine höhere Schwermetallkonzentration aufweisen. Hinzu kommt, dass die Aufenthaltsdauer der Staubpartikel im Katalysator bei der Semi-Dust-Schaltung höher ist, da weniger häufig abgereinigt wird. Bei der High-Dust-SCR „schützen“ die kürzere Verweilzeit und die hohe Staubkonzentration den Katalysator vor Kontakt mit Schwermetallen. Bei der Low-Dust oder Tail-End-Schaltung entfällt die Staubproblematik. Staubkonzentrationen nach der Entstaubung liegen unterhalb von 10 mg/m^3 (Rohrdorfer/VDZ 2015, S.19).

In Zementwerken wurde die SCR-Technologie seit 1996 getestet, die erste Großanlage (High-Dust-SCR, Zementwerk Solnhofen, s. Kap. 2.2.1) wurde 2001 in Betrieb genommen, eine weitere High-Dust-SCR-Anlage 2006 in Italien (Zementwerk Monselice, s. Kap. 2.2.1), die erste Semi-Dust-Anlage ebenfalls in Italien in 2007 (Zementwerk Sarche, Lepolofen) (CemCat 2014). Laut (Schwenk/VDZ 2013, S.24) wurden die beiden Anlagen in Italien im Wesentlichen zur Minderung von NH_3 -Emissionen errichtet (s.a. Kap. 2.2.1). Im (BREF 2013, S.426) ist die Anlage in Solnhofen inkl. Kostenanlagen genauer beschrieben¹³. Ebenfalls dort beschrieben sind eine Kostenanschätzung des UBA basierend auf den Solhofer Erfahrungen inkl. einer Extrapolation auf einen NO_x -Reinigungswert von 200 mg/m^3 mit Gegenüberstellung zum SNCR-Verfahren (BREF 2013, Table 6.25 und 6.26; Auslegung: $1.500 \text{ t Klinker/d}$, NO_x -Rohgas 1.000 mg/m^3). Die spezifischen Investitionskosten ergeben sich danach zu $0,14 \text{ €/t Klinker für SNCR}$ und $0,37 \text{ €/t für SCR}$ (absolut $2,7 \text{ Mio. €}$), die spezifischen Gesamtkosten zu $0,83 \text{ €/t Klinker für SNCR}$ und $0,87 \text{ €/t für SCR}$. Des Weiteren beschrieben ist eine Kostenkalkulation des VDZ (BREF 2013, Table 6.27; Auslegung: $1.500 \text{ t Klinker/d}$, NO_x -Rohgas 1.200 mg/m^3) für NO_x -Reinigungswerte von $200, 500$ und 800 mg/m^3 . Die absoluten Investitionskosten dafür sind mit $3,2\text{-}4,2 \text{ Mio. €}$ angegeben, die spezifischen Betriebskosten mit $0,54\text{-}0,94 \text{ €/t Klinker}$. Die Erkenntnisse in (BREF 2013) beziehen sich auf den Stand 2007/2008. Die Einordnung der Anwendbarkeit des SCR-Verfahrens im Durchführungsbeschluss der EU Kommission (EU-COM 2013) beruht auf diesem Kenntnisstand. Entsprechend heißt es dort auf S.17 für SCR: „Die Anwendbarkeit unterliegt einem geeigneten Katalysator und der Weiterentwicklung des Verfahrens für die Zementindustrie“.

Auch der VDZ sah die SCR in der Zementindustrie zu diesem Stand noch nicht als Stand der Technik bzw. BAT (best available techniques). Daher wurden in der deutschen Zementindustrie zwei Demonstrationsprojekte durchgeführt, um Erkenntnisse und limitierende Faktoren zu gewinnen (VDZ 2012, S.50). In einem Artikel in den VDI-Nachrichten (Ahrens 2010) findet sich zu den zwei Demonstrationsprojekten die Aussage: „bewährt sich das [SCR]-Verfahren, schreibt es einen neuen Stand der Technik fest“. Bei den beiden Demonstrationsprojekten handelt es sich um eine High-Dust-SCR im Zementwerk Mergelstetten (BW), die im April 2010 in Betrieb ging und eine Low-Dust (Tail-End) SCR im Zementwerk Rohrdorf (BY), die im April 2011 in Betrieb genommen wurde. Beide Demonstrationsprojekte wurden im Rahmen des Umweltschutzprogramms gefördert und sind mittlerweile erfolgreich abgeschlossen. Die Abschlussberichte für die beiden Anlagen liegen vor (Schwenk/VDZ 2013) (Rohrdorfer/VDZ 2015). Des Weiteren wurden seit dem im (BREF 2013) dokumentierten Stand eine Semi-Dust-SCR in Österreich, Mannersdorf im April 2012 in Betrieb genommen sowie eine weitere Semi-Dust-SCR in Joppa, USA im August 2013 (CemCat 2014).

2.2 Beschreibung zu realisierten SCR-Anlagen

Die SCR-Anlagen in Deutschland (Mergelstetten, Rohrdorf) und die Anlage in Österreich (Mannersdorf) sind auf einen NO_x -Reinigungswert von 200 mg/m^3 ausgelegt. Alle drei Anlagen erreichen Tagesmittelwerte $> 200 \text{ mg/m}^3$ bei einem NH_3 -Schlupf von $> 10 \text{ mg/m}^3$ ¹⁴. Die drei Anlagen sind in Kapitel 2.2.2 ausführlicher beschrieben. In Kapitel 2.2.1 sind steckbriefartig Betriebsdaten und -erfahrungen zu den beiden ersten SCR-Großanlagen in Solnhofen und in Monselice aufgeführt.

¹³ Eckdaten für Kostenberechnungen finden sich auch unter:

¹⁴ <http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/industrie/branche/mineral/zement/>
<http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/industrie/branche/mineral/zement/>

2.2.1 Erste High-Dust-SCR-Großanlagen in Solihofen und Monselice

Portland-Zementwerk Solihofen, Deutschland (Quelle: Zurhove & Terry 2013; ergänzende Angaben¹⁵):
 Zementwerk: Zyklonvorwärmer ohne Kalzinator, Klinkerproduktion 1.300-1.400 t/d (nominal 1.800 t/d), Rohmaterial unauffällig, Abgasvolumen 100.000 m³/h, NO_x-Ausgangswerte 700-1.400 mg/m³, NO_x-Grenzwert 500 mg/m³.
 SCR-Anlage: High-Dust-SCR in Betrieb von 2001 bis 2006¹⁶, Katalysator (basierend auf TiO₂ und V₂O₅ (BREF 2013, S.426)) vertikal arrangiert mit sechs Lagen, wovon drei installiert waren. Tests zeigten, dass NO_x-Reinigungswerte von 200 mg/m³ erreicht werden können (durch Variation der NH₃-Eindüsung bei gleichbleibenden NH₃-Emissionen von < 1 mg/m³), allerdings nicht über längere Zeit. Über die Betriebsdauer bestanden kontinuierlich Probleme mit Staubablagerungen (Staubbelastung Abgas bis zu 100 g/m³), denen versucht wurde mit Verbesserung der Abreinigung (Staub- bzw. Rußbläser) zu begegnen. Dabei konnte der Luftverbrauch zur Abreinigung von 5.000 m³/h auf 800-900 m³/h gesenkt werden¹⁷. Neben dem NO_x-Abbau wurde auch 50-70% Kohlenwasserstoffabbau festgestellt. Die Anlage in Solihofen wurde in der Zementindustrie als weitgehend nicht erfolgreich gesehen, erbrachte aber viele Erkenntnisse durch Tests mit Katalysatorformen von Wa- benstrukturen aus verschiedenen Materialien mit verschiedenen Anordnungen bis zu Plattenkatalysatoren.

Zementwerk Monselice, Italien (Quelle: CemCat 2014), (Zurhove & Terry 2013), (BREF 2013, S.141f):
 Zementwerk: Zyklonvorwärmer ohne Kalzinator, Klinkerproduktion 1.600-1.800 t/d (nominal 2.400 t/d), Rohmaterial mit beträchtlichem Gehalt an Ammonium und Ton, rohmaterialebedingte NH₃-Emissionen vor SCR 50-150 mg/m³, kein EBS-Einsatz, Abgasvolumen 130.000 m³/h (SCR-Auslegung 160.000 m³/h), NO_x-Grenzwert 700 mg/m³.
 SCR-Anlage: High-Dust-SCR in Betrieb seit 2006, sieben Katalysatorlagen, davon drei belegt; automatische Abreinigung mit Druckluft bei einem Stromverbrauch von 2,5 kWh/t Klinker; mit Einsatz von 25%iger NH₃-Lösung, bei einem Verbrauch von 0,7-1 kg/t Klinker, wurde eine NO_x-Reduzierung unter 450 mg/m³ erreicht. Tests zeigten, dass NO_x-Reinigungswerte < 200 mg/m³ erzielbar sind. Mit SCR konnte rohmaterialebedingtes NH₃ genutzt werden, die resultierenden NH₃-Emissionen waren < 1 mg/m³. Die SCR war erfolgreich, bis Verkrustungen (durch Tommineralien) die Katalysatormoduleingänge zunehmend verstopften. Der Durchbruch gelang im Juni 2010 mit einer neuen Abreinigungsanlage, welche die Verkrustungen in Abgasflussrichtung umlenkte, so dass diese nicht mehr blockierten, sondern sogar die Einströmungsbedingungen wie ein Spoiler verbessert werden. Die Anlage ist seither 100% verfügbar. Katalysatorelemente mussten nicht ausgetauscht werden (Stand 2013). Der Stromverbrauch für die Abreinigung konnte von 4,5 auf 2,5 kWh/t Klinker gesenkt werden bei Staubbelastungen von um 100 g/m³, mit längeren Phasen von bis zu 140 g/m³. Gleichzeitig erfolgte eine VOC-Reduktion von < 60%. Bei gleichbleibendem NH₃/NO_x-Molverhältnis von 0,8-0,9 und NO_x-Ausgangswerten von 1.000-1.500 mg/m³ waren NO_x-Reinigungswerte < 200 mg/m³ erreichbar.

2.2.2 Betriebsdaten und -erfahrungen der SCR-Anlagen in Mergelstetten, Rohrdorf und Mannersdorf

Die drei SCR-Großanlagen Mergelstetten, Rohrdorf und Mannersdorf sind die derzeit einzigen, die einen NO_x-Reinigungswert von 200 mg/m³ im Tagesmittel einhalten. Die im Folgenden beschriebenen Daten zu diesen Anlagen sind Berichten, Artikeln und Internetseiten entnommen sowie den vom UMBW übermittelten Beiträgen aus dem UBA-Fachgespräch „NO_x-Minderung in der Zementindustrie“ am 02.03.2015. Eine Übersicht zu den wesentlichen Betriebsdaten der drei Anlagen zeigen, soweit verfügbar, Tabelle 2.2 und Tabelle 2.3.

Zementwerk Mergelstetten, Schwenk Zement KG, Inbetriebnahme der High-Dust-SCR-Anlage im April 2010, Hersteller Fa. Elex CemCat AG, Schweiz (SCR-Daten s. Anhang, Kap. 6), Bau- und Gesamtplanung Fa.

¹⁵ <http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/industrie/branche/mineral/zement/>
¹⁶ <http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/industrie/branche/mineral/zement/>
¹⁷ bzw. nach (BREF 2013, S.426) von 100 auf 18 m³/t Klinker, wodurch die Energiekosten auf 0,098 €/t Klinker gesenkt werden konnten.
¹⁸ Aktuelle Messwerte für Monselice unter <http://www.cementieradiamonselice.it/emissioni/emissioni.php> NO_x-Reinigungswerte im April 2015 um rund 600 mg/m³.

Scherr+Klimke¹⁹, Förderung im Umweltinnovationsprogramm in Höhe von 30% der Investitionskosten, Versuchszeitraum ca. drei Jahre, Abschlussbericht liegt vor (Schwenk/VDZ 2013). Daraus folgende Informationen:

Ausgangsdaten für die SCR: maximale Abgasmenge 220.000 m³/h (N₂t.) (S.87), NOx-Ausgangswert 1.500 mg/m³ (S.20) (S.46), Rohgasfeuchte 15% (S.53), Staubkonzentration im Rohgas 70-100 g/m³ (S.26), Druckluftanlage 2.500-4.000 m³/h mit 2-3 bar und Mindesttemperatur 140°C mit Option der Aufheizung auf 250°C mit elektrischem Heizregister (S.37), je zwei Heißgasbläser oberhalb jeder Katalysatorlage; Reaktor mit sieben Ebenen, drei aktive Katalysatorlagen und eine Dummy-Lage zur Vergleichmäßigung der Gasströmung, Abgasströmung von oben nach unten (S.35), Erstbestückung Wabenkatalysator mit Hexagonalwaben²² aus TiO₂/WO₃ und V₂O₅ (S.31).

Betriebsführungen: Zu den durchgeführten Optimierungsmaßnahmen zählen die Nachrüstung drehzahleregelbarer Pumpen zur Reduktionsmitteldosierung²³ (S.47) (resultierender Reduktionsmittelbedarf 3,5 kg/t Klinker (S.45)), kleinere Änderungen am Druckluftsystem mit einer Neufestlegung der Druck- und Durchsatzparameter (S.40) und die Limitierung der Rohgastemperatur auf 380°C mittels Wassereindüsung, da es bei der anstehenden Rohgastemperatur von bis zu 420°C aufgrund der Bildung von dünnen Staubschichten auf der aktiven Katalysatoroberfläche²⁴ zu einer Deaktivierung des Katalysators kam (S.44, 54). Der einggerichtete Dummy-Layer erwies sich als nicht erforderlich und wurde nach kurzer Zeit gegen eine aktive keramische Lage ausgetauscht (S.49)²⁵. Die optionale zusätzliche elektrische Beheizung der Druckluft war im Normalbetrieb nicht notwendig (S.37), aber nach Stillstandzeiten, um Wasserkondensation aus dem feuchten Rohgas zu vermeiden (S.53). Bei vier aktiven Lagen und dem Abgasdurchsatz von ca. 180.000 m³/h (N₂t.) (wurde nicht variiert) stellte sich insgesamt ein Druckverlust von 6-7 mbar ein (S.45). Versuche, den Druckluftverbrauch über den Kesseldruck [Vorratskessel für Druckluft] zu mindern, ergaben einen stabilen Betrieb bei 2,2 bar Kesseldruck, womit sich ein Druckluftverbrauch von ca. 3.200 m³/h einstellte (S.47). Für die Druckluftförderung hat sich ein 20-minütiger Zyklus bewährt, wobei Lage für Lage von oben nach unten abgereinigt wird (S.37). Die Variation der Taktung sowie auch der Intensität ist möglich, wurde aber nicht vorgenommen, um die Verfügbarkeit der Anlage nicht zu gefährden. Entsprechende Versuche sollen aber in Zukunft durchgeführt werden (S.48). Die Verfügbarkeit der SCR-Anlage betrug in den Jahren 2012/2013 93% (Tab.7-1). Im Jahr 2014 konnte eine Verfügbarkeit von 100% erreicht werden (UBA 2015a). Ein Stillstand der Anlage bedingt einen Ausfall von 5-6 Tagen aufgrund der notwendigen Zeit für Abkühlen und Wiederaufheizen des Katalysators (S.85). Die Standzeit der Katalysatorlagen wird mit ca. vier Betriebsjahren erwartet (S.57). Die nasschemische Regenatmosphäre (ca. Hälfte der Neukosten) hat sich nicht bewährt. Es wird angenommen, dass diese eine mechanische Schwächung bewirkt, da es zu einer schnellen Beschädigung der Katalysatoroberfläche kam (S.52).

Emissionen reiner SCR-Betrieb: der NOx-Reingaswert von 200 mg/m³ wurde sicher unterschritten bei einer gleichzeitigen NH₃-Konzentration nach Katalysator unter 10 mg/m³ (S.73). Die Staubbelastung im Rohgas lag i.d.R. bei rd. 80 g/m³ (Tab.6-8). Schwermetallgehalte im Staub lagen im üblichen Bereich (S.79). Quecksilber wurde durch die SCR-Anlage oxidiert, Verbindungen lagen danach im Mittel 90% ionisch und 10% elementar vor (vorher Anteil ionisch 20%). Das vorhandene Messgerät musste ausgetauscht werden, da ionische Verbindungen nicht ausreichend erfasst wurden (S.74). Die SCR-Anlage zeigte keinen Einfluss auf CO-Emissionen, die im Reingas mit 100-400 mg/m³ insgesamt niedrig liegen (S.75). Auf SO₂-Emissionen, die im Rohgas mit zum Teil unter 10 mg/m³ sehr niedrig liegen, zeigte sich kein eindeutiger Einfluss (S.74). Eine vermehrte N₂O-Bildung durch den Katalysator ist bei den Betriebstemperaturen zwischen 300-400°C möglich, aber hat bei dem verwendeten Katalysatormaterial (V₂O₅, WO₃, TiO₂) eine geringe Tendenz. N₂O-Emissionen lagen im Mittel mit 10 mg/m³ gering, einzelne Werte lagen bei bis zu 16 mg/m³. Diese Werte liegen in gleicher Größenordnung wie

¹⁹ Beschreibung: http://www.scherr-klimke.de/projekte.php?id=2&lang=de&s_services=3&s_branche=4521

²⁰ CemCat 2014): starke NOx-Rohgasschwankungen von 700-2.500 mg/m³.

²¹ Hohe Feuchte wegen Klärschlamm-Mitverbrennung (CemCat 2014).

²² Waben sind drei- bis viermal so groß wie bei Katalysatoren für Kohlekrattwerke (Ahrens 2010).

²³ Bei SNCR-Anlage bewährt; können ohne Umbau mit 25%iger NH₃- oder 40%iger Harnstofflösung betrieben werden

(Schwenk/VDZ 2013, S.31, Tabelle 4-1).

²⁴ Hohe Abgastemperaturen führen zu höherer Kohäsion (Klebrigkeit) des Staus (CemCat 2014).

²⁵ 02/2011 Austausch der untersten Lage gegen quadratische Wabenstruktur, um Fignung zu testen (S.50).

die wenigen verfügbaren Werte an anderen Zementofenanlagen. Bei SNCR mit Harnstoff werden nach der Literatur auch etwas höhere Werte gemessen (S.75). Im Katalysator wurden auch Kohlenwasserstoffverbindungen abgebaut. Zur Messung der Einzelverbindungen wurde in Ermangelung einer Messvorschrift im Rohgas die gleiche wie für Reingas verwendet (S.76). Die gemessenen Ausgangskonzentrationen sowie Reduktionsraten zeigt Tabelle 2.3. Messungen erfolgten bei zwei Messkampagnen und ergaben für Gesamt-C, PCDD/F, PCB, PAH jeweils ähnliche Abbauraten, nur bei Benzol lagen diese bei der zweiten Messkampagne in der Bandbreite niedriger (S.77).

Kosten SCR-Anlage: rd. 10,7 Mio. € Investitionskosten für maximale Abgasmenge von 220.000 m³/h und Auslegung mit Reserven sowie Einbau in beengtem Bestand (S.87). Die Betriebskosten für Katalysatoranlagen (1 Lage pro Jahr), den Strombedarf (5 kWh/t Klinker, Tab.8-1)²⁶ und den Reduktionsmittelbedarf (3,5 kg/t Klinker, S.45)²⁷ ergaben sich insgesamt zu 1,12 €/t Klinker (Tab.8-2). Die Regenerierung von Katalysatoranlagen sollte aufgrund der möglichen Kosteneinsparung weiter geprüft werden (S.92)²⁸.

Nach (CemCat 2014, S.16) liegt das Preisniveau der High-Dust-SCR gegenüber den ersten Demonstrationsanlagen bereits 30-40% niedriger und wird langsam weiter sinken. Die Betriebskosten können weiter gesenkt werden durch Senkung des Strombedarfs auf 1,8-2 kWh/t Klinker. Die Betriebskosten für eine Tail-End-SCR mit einem Strombedarf von 5 kWh/t und einer Katalysatorlebensdauer von 10 Jahren liegen 110% über denen der High-Dust-SCR.

Zementwerk Rohrdorf, Südbayerisches Portland-Zementwerk (SPZ) Gebr. Wiesböck & Co. GmbH, Inbetriebnahme Low-Dust-SCR-Anlage im April 2011 (s. Anhang, Kap. 6), Generalunternehmer Fa. GE A Bischoff²⁹, Katalysatorhersteller Haldor Topsoe (SPZ 2015), Baumeisterarbeiten Fa. Hans Holzner Baugesellschaft mbH (Auftragssumme netto 1 Mio. €)³⁰, Förderung im Umweltschutzprogramm in Höhe von 3,5 Mio. € (Ahrens 2012) bzw. 20% der Investitionskosten (UBA 2015a); Abschlussbericht im Mai 2015 veröffentlicht (Rohrdorf/VDZ 2015). Die nachfolgend angegebenen Seitenzahlen in Klammern beziehen sich auf diesen Abschlussbericht. Die Wahl auf die Low-Dust-Schaltung fiel v.a. aufgrund der hohen Abgastemperatur nach dem Wärmetauscher (430-450°C) mit einer möglichen Deaktivierung des Katalysatormaterials (S.30).

Auslegungsdaten für die SCR: maximale Abgasmenge 414.850 m³/h bzw. maximale Klinkerproduktion 4.000 t/d (S.70). NOx-Ausgangswert ca. 1.000 mg/m³ (Ahrens 2012) bzw. durchschnittliche Konzentration im Ofengas 600 mg/m³ nach unregelmäßiger Vorentstickung durch ammoniumhaltigen Spezialkalk, der als Alternativrohstoff eingesetzt wird³¹; die NH₃-Konzentration lag vor Einbau der SCR aufgrund des Einsatzes von ammoniumhaltigen Roh- und Alternativrohstoffen im Bereich von 100-150 mg/m³ (S.7). Katalysator mit sinusförmigem Wabenkörper aus Titandioxid auf einer Glasfasermatrix (S.7); drei Katalysatorlagen, davon zwei bestückt (UBA 2015a); chemische Bestandteile (aktive Komponenten) 3% V₂O₅, 3% WO₃ (SPZ 2015).

Betriebsfahrunge: Die Verfügbarkeit der Anlage im Verhältnis zum Ofenbetrieb betrug 2011 92% (ohne Anfahrzeit), 2012 96,5% bzw. 85% (exkl. bzw. inkl. Ausfallzeit aufgrund Brandschaden)³², 2013 97% und 2014 (bis 31.05.14) 96,6% (S.68). Hauptursache für Ausfälle war die Unterschreitung der Abgasmindesttemperatur. Zwischen 93,8% und 97,5% der Ausfälle pro Jahr sind dadurch begründet (S.68). Die restlichen Ausfälle sind auf

²⁶ (UBA 2015a): bei Neuanlagen erscheint ein Optimierungspotenzial auf 4 kWh/t Klinker realistisch.
²⁷ (UBA 2015a): 3 kg/t Klinker entsprechen 35-40 ct/t Klinker.
²⁸ Kosten pro Lage ca. 200.000 € (Ahrens 2010) bzw. 250.000 €/Lage oder 30-35 ct/t Klinker (UBA 2015a).
²⁹ <http://www.geabischoff.com/bis/de/cmsdoc.nsf/WebDoc/webb84kqdc>
³⁰ <http://www.hans-holzner.de/scr-anlage-rohrdorf.htm>
³¹ Abfallstoff der Herstellung von Kalkstickstoffdünger, besteht zu ca. 82% aus CaCO₃; ebenfalls enthaltener Graphitanteil liefert anteilig Wärme bei Verbrennung; wird gemeinsam mit Gießerleitsand in die Mehlleitung eines Zyklons der Rohstufe aufgegeben; eine kontrollierte Entstickung ist nicht möglich, da die Zugabemenge Spezialkalk in Abhängigkeit der Rohmaterialbeschaffenheit geregelt wird (Menge CaO aus Spezialkalk muss ca. das 2,8-fache der Menge SiO₂ aus Gießerleitsand betragen) (S.17).
³² Brand am 11.05.12 durch Entzündung Thermöl an einem heiß gelaufenen Lager einer Thermölpumpe. In Folge Brand-schutzkonzept weiter verbessert (Rohrdorf/VDZ 2015, S.48).

eine Überschränkung der SO_2 -Konzentration zurückzuführen (S.69)³³. Bei kurzzeitigen Wärmeeinpassungen aus dem Thermooilsystem bei denen der Katalysator nicht betrieben werden kann, da die erforderliche Mindesttemperatur nicht erreicht wird, sind höhere NOx-Grenzwerte zugelassen (z.B. im Tagesmittel 350 mg/m³). Zur Wiederherstellung der Mindesttemperatur muss die Ofenanlage mit erhöhtem Brennstoffeinsatz betrieben werden. Um den Ausfällen aufgrund Temperaturunterschreitung entgegenzuwirken, wurde die Mittellufttemperatur (s. Wärmeverschiebesystem) von 410 auf 430°C angehoben (S.68). Bei einem Kaltstart der gesamten Ofenanlage beträgt die Anfahrzeit für die SCR-Anlage rund 100 Stunden, da diese erst über das Wärmeverschiebesystem (s.u.) aufgeheizt werden muss, die Wärme aus dem Klinkerkühler aber erst zum Aufheizen des Ofensystems benötigt wird (S.66). Der zusätzliche Stromverbrauch der SCR-Anlage liegt bei 5-6 kWh/t Klinker und wird überwiegend zur Überwindung des Druckverlusts durch das zusätzliche Abgasgebläse benötigt (85-90%) (S.43). Als Reduktionsmittel wird 24,9%iges Ammoniakwasser (NH⁴OH) eingesetzt. Zur Regelung der Ein-satzmenge werden die Rohgaskonzentrationen von NOx und NH₃ gemessen und die zur Erreichung des NOx-Zielwertes erforderliche NH⁴OH-Menge berechnet. Die NH₃-Grundfracht aus dem Spezialkalk und dem Rohmaterial von 100-150 mg/m³ entspricht umgerechnet einer Ammoniakwassermenge von 120-180 l/h, unterliegt aber starken Schwankungen. Die in Differenz benötigte NH⁴OH-Menge schwankte zwischen 0-150 l/h, im Durchschnitt lag sie bei rd. 60 l/h. Ohne die NH₃-Grundfracht würden für die NOx-Minderung von 600 auf 200 mg/m³ ca. 180 l/h Ammoniakwasser benötigt werden. Die genannten Verbrauchswerte sind nicht auf andere Zementwerke übertragbar (S.39). Nach rund 16.500 Betriebsstunden wurde anhand von Materialproben im Labor eine relative Katalysatoraktivität von rd. 90% im Vergleich zur Aktivität des Neumaterials festgestellt (S.8). Chemische Analysen des Katalysatormaterials zeigten erst nach drei Betriebsjahren geringe Änderungen des Katalysatorgifts Thallium. Insgesamt waren die festgestellten Änderungen bzw. Alterserscheinungen unkritisch. Perspektivisch wird eine deutlich längere Standzeit als die garantierten drei Jahre erwartet (S.43).

Wärmeverschiebesystem: Die Low-Dust-Schaltung erfordert ein Wiederaufheizen der Abgastemperatur auf die Betriebstemperatur des Katalysators. In Rohrdort wird hierzu Prozesswärme genutzt, wofür ein Wärmeverschiebesystem installiert wurde. Das Rohgas hinter dem Schlauchfilter hat eine Temperatur von ca. 155°C (bzw. 130-150°C (Rohrdort/VDZ 2015, S.26)) und muss auf 255°C aufgeheizt werden (unter 250°C Ammoniumsulfatbildung, weiße Schicht, die Katalysator blockiert (Ahrens 2012)). Die Aufwärmung erfolgt zunächst in einem Querstrom-Wärmetauscher von Ecoflex³⁴ (Plattenwärmetauscher RecuGAVO (Rohrdort/VDZ 2015, S.26)), wobei das Abgas auf rd. 240°C erwärmt wird, unter Nutzung der Wärme des aus der SCR-Anlage austretenden Reingases. Die weitere Aufheizung des Abgases auf die erforderliche Betriebstemperatur erfolgt durch umlaufendes (Umwälzpumpe) Wärmeöl (Thermooil auf mineralischer Basis). Die zur Aufwärmung des Klinkerkühlers (neu installierter Pendelrostkühler) mithilfe eines Rohrbündelwärmetauschers entzogen und auf das Thermooil übertragen. Das Thermooil wird dadurch von durchschnittlich 247°C auf rd. 262° aufgeheizt (S.38). Da die Mittelluft Klinkerstaub enthält, ist dem Wärmetauscher ein Zyklonabscheider vorgeschaltet (S.27). Im zweiten bzw. dritten Betriebsjahr wurde eine Verschlechterung des Wärmeübergangs aufgrund von Staubablagerungen am Wärmetauscher im Bereich der Klinkerkühlung festgestellt, woraufhin ein Staubbläser zur kontinuierlichen Abreinigung des Wärmetauschers installiert wurde (S.38). Gegenüber einem sonst zur Aufheizung üblichen Gasbrenner werden mit dem Wärmeverschiebesystem rd. 97% Energie eingespart bzw. rd. 20 Mio. kWh/a und damit auch Energiekosten in Höhe von 430.000 €³⁵. Die SPZ erhielt für die Anlage im Jahr 2011 den 2. Preis des Energy Efficiency Award der Dena.

³³ Abschaltwert im Versuchszeitraum in Absprache mit dem Anlagenbauer und aufgrund anfangs eingerechneter Unsicherheiten von 65 auf 75 mg/m³ erhöht (S.69).

³⁴ http://www.zkg.de/de/artikel/zkg_Neue_SCR-Entstuckungsanlage_1344011.html

³⁵ Entspricht rd. 250-300 m³ Erdgas/h (Rohrdort/VDZ 2015, S.30).

³⁶ <http://www.industrieanzeiger.de/automation/-/article/32571342/37255666/innovativer-W-%3C3%A4rmetransfer-in-der-Zementindustrie/art-co-INSTANCE-0000/maximized/>

³⁷ <http://www.stromeffizienz.de/industrie-gewerbe/handlungsfelder/energy-efficiency-award/preistrieger-2007-2013.html>

Emissionen SCR-Betrieb: Bei durchschnittlichen NOx-Werten von 600 mg/m³ vor der SCR-Anlage wurde am Kamin nahezu dauerhaft eine NOx-Konzentration von < 200 mg/m³ eingehalten. NH₃ konnte am Kamin teils kaum noch gemessen werden. NH₃-Spitzen traten dann auf, wenn nicht genug NOx für die Reaktion mit dem durch Spezialkalk und Rohmaterial eingetragenen NH₃ zur Verfügung stand. Diese Spitzen konnten jedoch durch Prozessoptimierungen deutlich reduziert werden (S.34). Nach (Ahrens 2012) lag der NOx-Reingaswert bei 155 mg/m³ bei einem NH₃-Schlupf von deutlich unter 10 mg/m³. Die durch die SCR erreichten Minderungen der NOx- und NH₃-Frachten zeigt Abbildung 6.4 im Anhang. Quecksilber wird im Katalysator oxidiert. Verbindungen lagen danach im Mittel 90% ionisch und 10% elementar vor (vorher Anteil ionisch 40%). Nach (Rohrdorfer/VDZ 2015, S.59) wurde das vorhandene Messgerät an eine geeignete Stelle vor der SCR-Anlage verlegt, da die ionischen Verbindungen nicht mehr ausreichend erfasst wurden. Die Emissionswerte für Quecksilber lagen durchschnittlich bei 0,02 mg/m³. N₂O-Konzentrationen lagen an einem Messstag durchschnittlich bei 4 mg/m³ und ansonsten unterhalb der Nachweisgrenze (< 2 mg/m³). Diese Werte liegen in gleicher Größenordnung wie die wenigen verfügbaren Werte an anderen Zementofenanlagen. Die CO-Konzentration nahm im Katalysator leicht zu (im Mittel etwa um 15% auf 480 mg/m³). Die Zunahme entspricht etwa dem Abbau von organischen Verbindungen im Katalysator, so dass dies als Ursache der CO-Zunahme vermutet wird (S.60). Ursprünglich war auch der Einbau eines Oxidationskatalysators zur Minderung von CO-Emissionen vorgesehen. Tests im Bypass zur installierten SCR-Großanlage zeigten jedoch, dass die spezifischen Abgasrandbedingungen in einem Zementwerk, wie ein hoher Feuchtegehalt oder feinste Staubpartikel, einen stark negativen Einfluss auf das Verhalten des Oxidationskatalysators ausüben und der Einbau des Oxidationskatalysators wurde zurückgestellt (S.22). Für SO₂-Emissionen wurde kein eindeutiger Einfluss des Katalysators festgestellt, sie liegen im Reingas vergleichsweise niedrig, zumeist zwischen 20-50 mg/m³. Bei demgegenüber höheren Werten ist auf die Katalysatoreintrittstemperatur zu achten, damit sich kein Ammonium(hydrogen)sulfat bildet. In Rohrdorf wird die SCR-Anlage zum Schutz des Katalysators bei Erreichen einer SO₂-Konzentration von 75 mg/m³ abgeschaltet (s Fußnote 33). Im Katalysator wurden auch Kohlenwasserstoffverbindungen abgebaut. Die ermittelten Reduktionsraten zeigt Tabelle 2.3. Auf Formaldehyd zeigte der Katalysator keinen Einfluss, alle Messwerte lagen unter 1 mg/m³ (S.62). Der Absgasvolumenstrom am Kamin lag im Versuchszeitraum (2011-2014) etwa zwischen 320.000 und 375.000 m³/h (N.f.) (S.44, Bild 3-7).

Kosten SCR-Anlage: 15,4 Mio. € Investitionskosten davon 1,5 Mio. € für das Wärmeverschiebesystem. Die spezifischen Betriebskosten für den Katalysator (0,05 €/t Kliniker, Annahme Lebensdauer 10 Jahre), Strom (0,39 €/t Kliniker) und Reduktionsmittel (0,06 €/t Kliniker) ergeben sich in Summe zu 0,5 €/t Kliniker (UBA 2015a, SPZ 2015). Allerdings sind die Kosten für das Reduktionsmittel Ammoniakwasser nicht repräsentativ. Da im Zementwerk Rohrdorf ammoniumhaltiger Spezialkalk (Nebenprodukt Düngemittelherstellung) als Alternativrohmaterial eingesetzt wird ist der Bedarf an Ammoniakwasser reduziert. Wäre im Rohgas kein NH₃ enthalten würden sich die Reduktionsmittelkosten für Rohrdorf zu 0,21 €/t Kliniker ergeben. Der jeweils anlagenspezifische Verbrauch kann abgeschätzt werden (Rohrdorf/VDZ 2015, S.71).

Zementwerk Mannersdorf, Lafarge Permooser GmbH, Österreich, Inbetriebnahme der Semi-Dust-SCR-Anlage im April 2012, Einbau zwischen Heißgasелеktrofilter und allgemeinem Gewebefilter (UBA 2015a), Hersteller Fa. Scheuch GmbH³⁹, Kapazität 2.700 t Kliniker/d (UBA AT 2015). Für das Zementwerk Mannersdorf sind nur sehr wenige Informationen öffentlich verfügbar. Die Rohgasstaubbelastung ist mit 250 g/m³ angegeben (pneumatische Förderung), nach dem Heißgasелеktrofilter (vor SCR) liegt die Staubbelastung bei 20 g/m³ (UBA 2015a).

³⁸ Als weitere Auszeichnung hatte die SPZ bereits den Siemens Umweltpreis 2011 für ein Abwärmekraftwerk zur Stromerzeugung erhalten (Investitionskosten 30 Mio. €) (Rohrdorfer Zement 2012); der daraus 2013 erzeugte Strom von 25 GWh deckt knapp ein Drittel des gesamten Strombedarfs (Rohrdorfer aktuell 12/2013, S.11). Durch die Inbetriebnahme des Abheizkraftwerks im Jahr 2012 und des daraus resultierenden Wegfalls der Wassereindüsung am Verdampfungskühler fiel die Abgasfeuchte von 20 auf rund 14 Vol% ab (Rohrdorfer/VDZ 2015, S.34).
³⁹ http://www.scheuch.com/de/steine-erden-zementindustrie-offenstaeubung/#:VUO_45MhEYD; Hersteller von Low-, Semi-, High-Dust-SCR und von DeCONOX (kombinierte Entstickung (Low-Dust-SCR) und VOC-Abscheidung (RTO), bestenfalls autotherme Betriebsweise durch Nutzung Wärme der Nachverbrennung).

2013/2014 waren Probleme gemeldet worden, die mittlerweile behoben sind. Die Verfügbarkeit der Anlage wird mit rd. 95-96% angenommen (UBA AT 2015). Erste Katalysator-Analysen nach über einem Jahr Betriebszeit deuten auf einen relativ geringen Aktivitätsverlust (Scheuch o.J.). Messdaten zu Emissionen liegen nicht vor, gemäß UVP-Bescheid müssen 200 mg NOx/m³ im Tagesmittel und 5 mg NH₃/m³ im Halbstundenmittel eingehalten werden (UBA AT 2015). Nach (Scheuch o.J.) werden eventuell vorhandene organischen Verbindungen ebenfalls abgebaut. Zu den Kosten der SCR-Anlage gibt es keine Angaben.

	¹⁾ Mergelstetten	²⁾ Rohrdorf	³⁾ Mannersdorf
Vorwärmerart	Zyklon (S.16)	Zyklon (S.15)	Zyklon
Klinkerproduktion	t/d 3.400 (S.16)	genehmigt 3.500 (S.15)	2.700
Verfügbarkeit	h/a 320x24=7.680 (S.16)	rd. 6.500 (S.7)	
Anteil Verbundbetrieb	%	rd. 90% (S.15)	
Abgasdurchsatz	m ³ /h (N.f.) 180.000 (S.45)		
Abgasvolumen Kamin	m ³ /h (N.f.)	rd. 340.000 (S.44)	
T Ofeneinlauf	°C 1.000-1.200 (S.16)	ca. 1.100 (S.15)	
Rohmaterialtrocknung	60% des Abgasstroms (S.16) rd. ½ Energie Ofenabgas (S.15)		
Alternative Rohstoffe		Gießereisand, ammoniumhaltiger Spezialkalk (S.15)	
Regelbrennstoff	Steinkohle (S.16)	Steinkohle, Petrolkoks (S.15)	
EBS	% FWL genehmigt 100% im Mittel 90% (S.16)	genehmigt 100% im Mittel rd. 80%	ja
EBS-Arten	Gewerbeabfälle, Tiermehl, Klärschlamm (S.16)	Fluff, Papierfangstoff, Lösemittel, Dachpappe, Altreifen (S.15)	
Herkunft SCR	Elex CemCat AG	Haldor Topsoe	Scheuch GmbH
Schaltung	High-Dust	Low-Dust	Semi-Dust

Tabelle 2.2: Betriebsdaten zu Zementwerken mit SCR-Technologie
 1) Quelle: (Scheuch/VDZ 2013), angegebene Seitenzahlen beziehen sich auf diese Quelle
 2) Quelle: (Rohrdorfer/VDZ 2015) angegebene Seitenzahlen beziehen sich auf diese Quelle, kursive Angaben auf im Fließtext des vorliegenden Berichts genannte Quellen
 3) Quelle: (UBA AT 2015), kursiv (UBA AT 2005)

Tabelle 2.2 zeigt die wesentlichen verfügbaren Informationen der drei Demonstrationsprojekte im Überblick. Die Abgasmengen für Mergelstetten und Rohrdorf unterscheiden sich trotz der ähnlichen spezifischen Klinkerproduktion deutlich, da diese für unterschiedliche Stellen im Abgasstrom angegeben sind. Für Mergelstetten bezieht sich die Angabe auf den Durchsatz am Katalysator, für Rohrdorf auf den Abgasstrom am Kamin.⁴⁰

⁴⁰ SCR-Herstellerhinweis: Gasmenge zwischen Wärmetauscher und Kamin nimmt typischerweise um ca. 70% zu. Ursachen sind: Falschluff in der Rohmahlanlage, Wasserverdampfung in der Rohmühle, Gas aus dem Ofenbypass, Falschluff in Rauchgasleitungen, Klappen, Ventilatoren, Falschluff des Ofenfilters, Falschluff und Wassermenge aus einer potenziellen Kohlenmahlanlage.

T Rohgas ^m	°C	Katalysator Zusammensetzung Lagen Standzeit, erwartet a	Luftförderung m ³ /h	Strombedarf kWh/t Klinker	Reduktionsmittel kg/t Klinker	Art	Staub Rohgas g/m ³	NOx Rohgas mg/m ³	NOx Reingas mg/m ³	NH ₃ Reingas mg/m ³	Reduktion %	C Gesamt Rohgas mg/m ³	Reduktion %	PCDD/F ng/m ³	Reduktion %	PCB ng/m ³	Reduktion %	PAH µg/m ³	Reduktion %	Benzol mg/m ³	Reduktion %	Verfügbarkeit %	Investitionskosten Mio. €	Betriebskosten €/t Klinker	
Mergelsteinen ¹⁾	360-420 (Tab.4-1); 2012	limittiert auf 380 (S.54) Hexagonalwaben, sinusförmige Waben (S.7)	7, 4 bestückt (S.49) 4 (S.57)	ca. 3.200 (S.47)	ca. 5 (Tab.8-1)	25%ige NH ₃ - und 40%ige Harnstofflösung (Tab.6-5)	ca. 80 (Tab.6-8)	700-2.500	< 200	Fracht um rd. 76% (S.8)	< 10 (S.73) bzw. < 5	< 10 bis > 30%	Rohgas < 0,1 (S.77)	ca. 50-60%	Rohgas < 0,02 (S.77)	ca. 80-95%	ca. 75-95%	Rohgas 70-90 (S.77)	ca. 90%	Rohgas < 2 (S.77)	46-48% und 17-43%	2012/2013: 93% (S.85)	10,7 (S.87)	1,12 (Tab.8-2)	
Rohrdort ²⁾	130-150 (S.26)	155; Aufheizung auf 255 max. 400°C	3, 2 bestückt (S.29) >>3 (S.43); 10	nicht erforderlich	5,6 (S.70)	NH ₄ -haltiger Spezialkalk ergänzt mit 24,9%igem Am- moniakwasser (S.39)	< 0,01 vor SCR)	1.000; 600 nach ungeregelter Vorentstickung (S.7)	155	Fracht um rd. 90-97% (S.8)	< 5	10-20 (S.76)	i.d.R. > 70%	ca. 50%	ca. 50%	Reingas 0,003 (S.61)	ca. 80-95%	Reingas 2,5 (S.61)	ca. 95%	Reingas 1,4 (S.62)	10-70%; im Mittel ca. 40%	ab 2012: 96-97% (S.68)	15,4 (inkl. 10% für Wärme- verschiebeanlage)	0,50 (bzw. 0,65) (S.71)	
Wannisdorf ³⁾																									

Tabelle 2.3: Daten zu SCR-Anlagen bei Zementwerken mit NOx-Reinigungswerten von 200 mg/m³ im Tagesmittel
 1) Quellen: (Schwenk/VDZ 2013), (UBA 2015a) bzw. kursiv (CemCat 2014), s.a. Kap. 6
 2) Quellen: (Rohrdort/VDZ 2015) angegebene Seitenzahlen beziehen sich auf diese Quelle,
 (UBA 2015a), kursive Angaben aus im Fließtext des vorliegenden Berichts genannten Quellen
 3) Quellen: (UBA AT 2015), (UBA 2015a), (Scheuch, o.J.)

Die Ausführungen zeigen, dass mit der SCR-Technik die Grenzwerte der 17. BImSchV für NOx und NH₃ sicher eingehalten werden können. Es kommt hinzu, dass die SCR-Technik auch rohstoffbedingte NH₃-Emissionen umsetzen kann. Zudem wird eine Minderung weiterer Emissionen erzielt.

Die Ergebnisse aus Rohrdorf und Mergelstetten sind grundsätzlich übertragbar, insbesondere auf andere Anlagen mit Zyklonvorwärmer. Eine sorgfältige Analyse im Einzelfall ist jedoch unerlässlich. Zu empfehlen sind Versuche an einer Versuchsanlage, um den Einfluss spezifischer Abgasrandbedingungen eines Zementwerks auf das Verhalten des Katalysators zu prüfen und diesen optimal auswählen zu können. Generell ist auf die Vermeidung von Taupunktüberschreitungen bei An- und Abfahrvorgängen zu achten, um die Anlage vor Korrosion zu schützen. Hierzu sollte auch die Möglichkeit zum Spülen der Anlage mit Frischluft vor dem Abfahren oder bei Betriebsstörungen vorgesehen werden.

Bei Low-Dust-Schaltungen ist auf SO₂-Emissionen im Abgas zu achten. Bei höheren Gehalten muss das Abgas auf eine höhere Temperatur als 250°C aufgeheizt werden bzw. eine andere Zusammensetzung des Katalysatormaterials gewählt werden. In Rohrdorf mit vergleichsweise niedrigen SO₂-Konzentrationen (zumeist 20-50 mg/m³) ist zum Schutz des Katalysators eine Abschaltregelung bei 75 mg/m³ eingerichtet. Im Einzelfall ist zu prüfen, ob ausreichend Energie aus dem System verfügbar ist (UBA 2015a). Bei Unterschreitung der notwendigen Mindesttemperatur muss sonst der Katalysator zum Schutz abgeschaltet werden bzw. der Unterwendingen vermehrten Brennstoffeinsatz entgegen gewirkt werden. Bei Einsatz eines Wärmevertriebsabschaltungs durch Aufheizung des Abgases sollten die Erfahrungen aus Rohrdorf bzgl. Brandschutz beachtet werden. Nach (Zurhove & Terry 2013) ist die High-Dust-SCR sehr einfach zu betreiben und erfordert nur wenige Komponenten. Das System zur Eindüsung von Reduktionsmittel ist einfacher als beim Standard SNCR-Verfahren. Eine Vergiftung mit Schwermetallen, wie für eine Semi-Dust-Schaltung berichtet, ist bislang nicht aufgetreten. (Verdünnungseffekt Staubgehalt). Bei Low-Dust bzw. Tail-End-Schaltungen ist die Nutzung von Abwärme ggf. kritisch: wird Wärme vom Vorwärmer entnommen, erfolgt die Rohmehltrocknung evtl. nicht ausreichend, wird Wärme vom Klinkerkühler entnommen, wird die Verfügbarkeit von Gas und Wärme für Sekundär- und Tertiärluft vermindert, was insbesondere bei EBS-Einsatz, der generell höhere Luftmengen vom Kühler erfordert, problematisch sein kann.

Bei Neuinstallation einer SCR-Anlage sollte für Ausfallzeiten die i.d.R. bestehende SNCR-Anlage beibehalten werden. Wenn keine SNCR vorhanden ist sollte diese als Rückfalloption installiert werden. Die dafür zusätzlichen Kosten werden als gering eingeschätzt, da der mit Abstand höchste Kostenanteil (Lagerung Reduktionsmittel) mit der SCR abgedeckt ist (UBA 2015a).

2.2.3 Geplante SCR-Anlagen mit NOx-Reingaswerten unter 200 mg/m³

Im Folgenden sind Anlagen aufgeführt für die Planungen zur Installation einer SCR-Anlage, die auf einen NOx-Reingaswert von 200 mg/m³ ausgelegt ist, bekannt sind. In Deutschland handelt es sich um die beiden Zementwerke Lengfurt der HeidelbergCement AG in Bayern und das Cemex-Zementwerk Beckum-Kollenbach in Nordrhein-Westfalen.

Für das **Zementwerk Lengfurt** sind nur wenige Informationen verfügbar. Die Keller Grundbau GmbH wurde im November 2014 durch die HeidelbergCement AG mit der Gründung für eine Stahlkonstruktion für eine SCR-Anlage beauftragt⁴¹. In (UBA 2015a) findet sich der Hinweis, dass in Bayern ein Genehmigungsprozess für eine Low-Dust-SCR-Anlage im Zuge einer Werksmodernisierung läuft.

⁴¹ <http://www.kellergrundbau.de/gruendung-scr-anlage-zementwerk-lengfurt.html>

onen bei den Genehmigungsbehörden eingeholt. Die zur Verfügung gestellten Daten sind mitunter vertraulich und werden getrennt intern berichtet. Auf Basis der Kenndaten der sechs Zementwerke sowie auf Basis der Informationen zu den realisierten SCR-Anlagen wird die Auslegung einer SCR- (bzw. SNCR-)Anlage für die nachfolgenden Modellrechnungen abgeleitet.

2.4 Auslegungsbasis für Kostenkalkulation und Einschätzung Umweltwirkungen

Die zuvor dargestellten Informationen werden in Verbindung mit weiterführenden Erkenntnissen aus Gesprächen mit Anlagenherstellern für die Bewertungs- und Auslegungsbasis für die Kostenkalkulation sowie die Einschätzung der Umweltwirkungen bei einer Einführung der SCR-Technologie herangezogen. Aufgrund der unterschiedlichen der Schaltungsvarianten wurde vereinbart, eine High-Dust- und eine Low-Dust-Schaltung zu untersuchen. Für die Kostenkalkulation wird des Weiteren eine Variation nach dem NOX-Auslegungswert vor- und nachher angenommen. Unterschieden wird ein durchschnittlicher Wert, der für die Abbildung einer Neuanlage angesetzt wird, unter der Annahme, dass diese aufgrund primärtechnischer Maßnahmen nach dem Stand der Technik ein niedrigeres NOX-Ausgangsniveau erzielt als im Bestandsdurchschnitt gegeben.

Nach den verfügbaren Informationen⁴⁵ liegen NOX-Ausgangswerte bei Zementwerken zwischen 400 und 2.000 mg/m³ (mit Spitzen über 2.500 mg/m³). Im Austausch mit SNCR- und SCR-Herstellern wurde u.a. angegeben, dass durch den vermehrten Einsatz von Ersatzbrennstoffen und die Optimierung der NOX-Ausgangswerte von früher etwa 2.000 mg/m³ immer weiter reduziert wurde. NOX-Ausgangswerte von im Mittel über 1.000 mg/m³ waren heute selten. Dennoch wird für diese Untersuchung der durchschnittliche NOX-Ausgangswert zu 1.200 mg/m³ festgelegt. Dieser Wert entspricht dem vom VDZ gewählten Auslegungswert für Kostenkalkulationen, die in (BREF 2013, Table 6.27) beschrieben sind. Die Auswirkungen durch einen niedrigeren NOX-Ausgangswert werden für die Kostenkalkulation zusätzlich unter der Variante „Neuanlage“ ermittelt. Der dafür festgelegte NOX-Ausgangswert beträgt 800 mg/m³.

Grundsätzlich ist die Ableitung einer Auslegungsbasis nicht trivial, da sich die Zementwerke in Deutschland nach Anlagentechnik und in ihren betrieblichen Randbedingungen unterscheiden. Dennoch wird für die zuvor genannten Beispiele jeweils eine „Basisvariante“ abgeleitet, die eine belastbare Grundaussage ermöglichen soll. Bei der Kostenkalkulation werden in Verbindung mit qualitativen Aussagen (wenn möglich Schätzwerten) zu dadurch möglichen Abweichungen in den Kosten. Die Auslegung einer SCR-Anlage, die Größe und Anzahl der eingesetzten Lagen, sind durch das NOX-Ausgangsniveau, die Gasmenge, den Staubgehalt sowie die gewünschte Minderungsrate bestimmt (Rohrdorf/VDZ 2015, S.18).

Zielgrößen für die Auslegung der SCR-Technologie sind die Grenzwerte der 17. BimSchV für NOX (200 mg/m³ und NH₃ (30 mg/m³). Für die vergleichend gegenübergestellte high efficiency SNCR-Technik ist Zielgröße der Grenzwert der 17. BimSchV für NOX. Der damit durch Einsatz des Reduktionsmittels verbundene NH₃-Schlupf wird ermittelt und ergibt in Summe mit dem rohstoffbedingtem NH₃ die NH₃-Emissionen.

Die Festlegung weiterer Betriebs- und Emissionsdaten für eine Modellanlage erfolgte im Wesentlichen in Anlehnung an die Gegebenheiten bei den Zementwerken in Baden-Württemberg. Die funktionelle Vergleichseinheit für die zu untersuchenden Varianten ist die Leistung der Zementwerke (spezifische Klinkerproduktion). Bei den Zementwerken in Baden-Württemberg zeigt sich in etwa eine mittlere spezifische Klinkerproduktion von 2.500 t/d. Die Bestimmung des Abgasvolumens am Kamin erfolgte auf Basis des spezifischen Abgasvolumens (pro t Klinker), das bei den Zementwerken in Baden-Württemberg überwiegend unter 2.000 m³/t Klinker liegt. Dieser Wert wurde konservativ als Auslegungswert verwendet. Das Abgasvolumen ergibt sich daraus und aus der spezifischen Klinkerproduktion gerundet zu 208.000 m³/t (N, tr.). Ebenfalls basierend auf den verfügbaren

⁴⁵ Literatur sowie vertrauliche Angaben der Regierungspräsidien für die Zementwerke in Baden-Württemberg.

Informationen für die Zementwerke in Baden-Württemberg wurden die rohstoffbedingten NH₃-Emissionen auf 40 mg/m³ festgelegt.

Tabelle 2.4 zeigt die Auslegungs- und Rechenwerte für die Bestandsanlage für die High-Dust und die Low-Dust-SCR. Für die Auslegung der High-Dust-Schaltung wurde das dort (nach Vorwärmer) anstehende Abgasvolumen berücksichtigt. Die gewählten Auslegungsdaten einer „Neuanlage“ unterscheiden sich gegenüber den in Tabelle 2.4 gezeigten Werten im NOx-Ausgangswert, der mit 800 statt 1.200 mg/m³ festgelegt ist, sowie im entsprechend geringeren Reduktionsmittelbedarf. Dieser ergibt sich zu 1,5 kg/t Klinker.

Klinkerproduktion	t/d	2.500	Bestandsanlage High-Dust	Bestandsanlage Low-Dust
Abgasvolumen Kamin ¹⁾	m ³ /h (N, tr.)	208.000	208.000	208.000
Spez. Abgasvolumen	m ³ /t Klinker (N, tr.)	2.000	2.000	2.000
T Abgas vor SCR	°C	280-320	120-150	120-150
Aufheizung	°C	-	Delta T 20°C	186
bei Erdgaseinsatz:	m ³ /h	-	-	10
Standzeit (s. Kap. 3)	a	4	4	10
Strombedarf ²⁾	kWh/t Klinker	3,13	4,57	3,57
bei Erdgaseinsatz:	kWh/t Klinker	2,8	2,8	2,8
25%ige NH ₃ -Lösung ³⁾	kg/t Klinker	12	12	12
H ₂ O Rohgas	Vol%	80	80	80
Staub	g/m ³	nicht relevant	Reingas: < 0,01	max. 75
SO ₂ Abgas	mg/m ³	nicht relevant	Reingas: < 0,01	max. 75
NOx Ausgangswert	mg/m ³	1.200	1.200	1.200
NH ₃ Ausgangswert	mg/m ³	40	40	40
NH ₃ Reingas	mg/m ³	0	0	0
rechnerisch	mg/m ³	0	0	0
C gesamt (TOC) Rohgas	mg/m ³	30	30	30
Reduktion	%	70%	70%	50%
PCDD/F Rohgas	ng/m ³	0,01	0,01	0,01
Reduktion	%	55%	55%	85%
Hg Reingas	mg/m ³	n.b.	n.b.	0,02
Reduktion	%	n.b.	n.b.	0,02

1) Für die Katalysatorauslegung wurde berücksichtigt, dass das Abgasvolumen am Kamin ca. 70% höher ist als am Wärmetauscher (s. Fußnote 40)
 2) Wert für Saugzug und Nebenanlagen (2 kWh/t Klinker bzw. 3 kWh/t für Low-Dust mit Wärmeverschiebesystem)
 3) Stöchiometrische Umsetzung, Sicherheitsmarge 1,05; übliche ingenieurtechnische Näherungsrechnung 1 Mol NH₃ pro Mol NO₂ (Faktor 17/46), rohstoffbedingtes NH₃ berücksichtigt
 Tabelle 2.4: Auslegungsdaten und Rechenwerte untersuchte Basisvarianten

Zur Einschätzung der wirtschaftlichen Auswirkungen bei einer Einführung der SCR-Technologie wurden anhand der Auslegungsbasis Schätzpreisangebote eingeholt. Diese sind in Kapitel 3 beschrieben und einzeln ausgewertet. Für die Ermittlung der Umweltwirkungen neben der Minderung von NOx und NH₃ auch weitere berichtete Emissionsminderungen berücksichtigt. Betrachtet wird Gesamtkohlenstoff (C gesamt bzw. TOC) und als Einzelverbindung PCDD/F-Emissionen. Für Quecksilber wird sowohl in (Schwenk/VDZ 2013) als auch in (Rohrdorf/VDZ 2015) berichtet, dass es durch den SCR-Katalysator zu einer Umwandlung von elementarem zu ionisch gebundenem Quecksilber kommt (Anteil nach SCR 90%, s. Kap. 2.2.2). Dies bedingt zum einen eventuell Probleme bei der kontinuierlichen Hg-Emissionsüberwachung (konstatierte eingeschränkte Messbarkeit bei hohem ionischen Anteil), zum anderen aber wird dies als hilfreich für die Abscheidung im Staubfilter beschrieben (Schwenk 2015). Quantitative Angaben zu einer Minderungsrate liegen bislang nicht vor, aus diesem Grund wird der Aspekt bei der Ermittlung der Umweltwirkungen qualitativ gewürdigt.

Die Auslegungsdaten und Rechenwerte für die den SCR-Basisvarianten gegenübergestellte high efficiency SNCR zeigt Tabelle 2.5. Für die bei Bestandsanlagen erforderliche NOx-Minderung von 1.200 auf 200 mg/m³ (Min-derungsrate 83%) ist das NH₃/NOx-Molverhältnis mit 2,7 angesetzt, für die bei Neuanlagen von 800 auf 200 mg/m³ (Minderungsrate 75%) mit 2,0. Der Bedarf an 25%iger NH₃-Lösung ist wie bei der SCR stöchiometrisch mittels Näherungsrechnung 1 Mol NH₃ pro Mol NO₂ (Faktor 17/46) berechnet, unter Berücksichtigung des jeweiligen Molverhältnisses. Im Gegensatz zur SCR kann das SNCR-Verfahren das rohstoffbedingte NH₃ nicht nutzen, es wird emittiert. Hinzu kommt der NH₃-Schlupf, für den als Näherung die NH₃-Schlupfprognose in (Dittrich 2012, Bild 9) herangezogen wurde. Bei etwa 1.000°C liegt der NH₃-Schlupf für das Molverhältnis von 2,7 etwa bei 40 mg/m³, für das Molverhältnis von 2,0 etwa bei 25 mg/m³. Diese Werte ergeben in Summe mit dem rohstoffbedingten NH₃, die NH₃-Emissionen im Reingas.

	Bestandsanlage	Neuanlage
Klinkerproduktion	t/d	2.500
Abgasvolumen Kamin	m ³ /h	208.000
T Abgas vor SNCR	°C	850-1.050
Strombedarf	kWh/t Klinker	2,17
NOx Ausgangswert	mg/m ³	1.200
NOx-Minderungsrate	%	83%
Molverhältnis		2,7
25%ige NH ₃ -Lösung	kg/t Klinker	8,0
NH ₃ Ausgangswert	mg/m ³	40
NH ₃ Reingas	mg/m ³	80

Tabelle 2.5: Auslegungsdaten und Rechenwerte high efficiency SNCR

3 Wirtschaftliche Auswirkungen einer Einführung der SCR Technologie

3.1 Allgemeine Vorbemerkungen

Zu dem in Kapitel 2.4 beschriebenen Datensatz wurden bei Anlagenherstellern Schätzpreisangebote angefragt. Wegen der komplexen Unterschiedlichkeiten in der Verfahrensschätzung an Zementwerken war es auch für die Anlagenhersteller schwierig, aus ihrem Erfahrungsschatz Schätzpreise abzuleiten. Das führte dazu, dass die Angaben zu den Investitionskosten relativ breit streuen, sich jedoch nicht um Größenordnungen unterscheiden. Insgesamt erhielten wir zwei Angebote zur SCR High-Dust-Technik (Hersteller A und B), ein Angebot zur SCR-Low-Dust-Technik (Hersteller A), ein Angebot zur SCR High-Dust-Technik (Hersteller C) und ein Angebot zur SNCR-Technik (Hersteller D). Darüber hinaus konnten Telefonate mit anderen Herstellern geführt werden, die zu weiteren wertvollen und spezifischen Informationen führten, die die Interpretation der erhaltenen Unterlagen besser ermöglichen.

Die Ausführlichkeit der eingegangenen Unterlagen war sehr unterschiedlich. So war es erforderlich, Querverbindungen zu ziehen, um zu umfassenden Aussagen zu kommen. Z.B. haben die Anlagenbauer sehr wenige Angaben zum Katalysator selber gemacht. Dagegen lieferte Hersteller C sehr ausführliche Informationen zum Katalysatormaterial.

Des Weiteren wurden Informationsgespräche mit weiteren Personen geführt, die von der Behördenseite sowie von Seiten der Forschung mit dem zu bearbeitenden Thema vertraut waren.

Wegen des Charakters der Schätzpreisfrage waren die Detailinformationen zu der Ausrüstung der Anlage nicht sehr spezifiziert. So müssen viele Angaben sinnvoll kombiniert werden, um so zumindest zu Anhaltswerten für Investitionskosten, Betriebsmittel- und Energieverbräuche zu kommen. Die Ergebnisse sind daher auch als Anhaltswerte zu verstehen, die sich im Einzelfall einer ausgeführten Anlage je nach örtlichen Gegebenheiten stärker unterscheiden können.

3.2 Investitionskosten

3.2.1 Kostenstruktur

Zur Feststellung der Relevanz der Investitionskosten müssen die pro Jahr anfallenden Kapitalkosten ermittelt werden. In die Kapitalkosten wurden weitere betriebsunabhängige Kosten sowie die Ersatzbeschaffung von Katalysatoranlagen eingerechnet. Die Gesamtkosten pro Jahr für die Investition beinhalten folgende Ansätze:

- Investitionskosten lt. Angeboten.
- Zuschlag von 15% für Planung und Genehmigung. Dieser Wert für die beaufschlagten Investitionskosten wurde als Bezugswert festgelegt.
- Zuschlag von 10% für Montage und Inbetriebsetzung (teilweise in Angeboten enthalten).

Nun werden weitere Kosten hinzugerechnet:

- Kapitaldienst nach Annuitätenformel:

$$a_{t,n} = \frac{(1+i)^n - 1}{i(1+i)^n}$$

Dabei bezeichnen i den Zinssatz $p/100$, n die Abschreibungszeit. Es wurde hier mit einem Zinssatz von 4% und einer Abschreibungszeit von 10 Jahren gerechnet. Damit ergibt sich ein Wert für die Annuität von 0,123.

- Zuschlag für Reparatur – 2% der Investitionssumme pro Jahr.
- Zuschlag für Versicherung, Steuern, Verwaltung – 3% der Investitionssumme pro Jahr.
- Ersatzbeschaffung von Katalysatormaterial: Für High-Dust Vollersatz nach 4 Jahren, für Low-Dust Vollersatz nach 10 Jahren. Die Preise dafür basieren auf den Angaben von Envirotherm, die Standzeiten aus den Forschungsberichten zu Rohrdorf und Mergelstein. Die *Garantiewerte* für die Standzeit von High-Dust-Katalysatoren werden vom Hersteller mit 2 Jahren, für Low-Dust-Katalysatoren mit 5 Jahren angegeben.

Die Kapitalisierung der Investition nach der Annuitätenformel entfällt nach Ablauf der Abschreibungszeit, so dass nur noch die Ansätze für Wartung/Reparatur, Versicherung/Steuern/Verwaltung und die Ersatzbeschaffung zu berücksichtigen sind.

Des Weiteren sind nicht die Kosten des Bauteils mit eingerechnet, die häufig mit 5% der Ausrüstungskosten veranschlagt werden. Die Ammoniakwasser-Bevorratung ist mit ca. 500.000 € incl. Bauteil zu veranschlagen.

3.2.2 Investitionskosten SNCR

Der Einsatz der SNCR-Technik ist nur für den Rohgaswert 800 mg/m³ sicher zur Einhaltung des NO_x-Emissionsgrenzwertes von 200 mg/m³ geeignet. Für den angenommenen Rohgaswert von 1.200 mg/m³ können die Hersteller die sichere Einhaltung des Emissionsgrenzwertes nicht garantieren. Ebenso ist wie zuvor schon erwähnt die Einhaltung des Emissionsgrenzwertes für Ammoniak von 30 mg/m³ nicht möglich, da rohgasbedingte Ausgasungen von NH₃ nicht reduziert werden, sondern noch ein NH₃-Schlupf in Höhe von mindestens 10 mg/m³ Ammoniak hinzukommt.

Die Anordnung der SCNR ist an einer geeigneten Stelle vor oder im Vorwärmer vorzunehmen. Es wird mit drei Verdünnungsebenen gerechnet.

Die Investitionskosten betragen nach Auskunft von Hersteller D für die Modellanlage ca. 1.600.000 €. Hinzu kommt das akustische Temperaturmesssystem AGAM mit ca. 180.000 €, welches die „high efficiency“-Ausrüstung ausmacht.

Sollte Harnstoff als Reduktionsmittel genommen werden, kann mit festem Harnstoff vor Ort eine Lösung angesetzt werden. Damit bestünde die Möglichkeit, eine Konzentration über den handelsüblichen Verdünnungen mit 32,5%, 40% oder 45% anzusetzen, um mehr Aktivmaterial mit wenig Wasser in die optimale Temperaturzone zu bringen (z.B. 67%).

Ist bereits ein Betriebsmittel-Lager vorhanden, können die Investitionen um ca. 500.000 € gekürzt werden. Bei der angenommenen Annuität und den anderen Aufschlägen (ges. 14% pro Jahr) ergibt das Kosten von 0,55 €/t Klinker.

Tabelle 3.1: Investitionskosten SNCR

Klinkerproduktion	t/d	2.500
Abgasvolumen Kamin	m ³ /h	208.000
spez. Abgasvolumen	m ³ /t Klinker	2.000
Investition	€	1.780.000
Incl. Planung, Genehmigung, Montage, Inbetriebsetzung	€	2.225.000
Annuität	€/a	274.322
Wartung/Reparatur	€/a	44.500
Versicherungen/Steuern/Verwaltung	€/a	66.750
Summe	€/a	385.572
Kosten pro t Klinker	€/t Klinker	0,42
nach Abschreibung	€/t Klinker	0,12

Für die SCR-Technik wurden Angebote für die High-Dust-Variante und die Low-Dust-Variante angefragt. Zunächst soll das Katalysatormaterial dargestellt werden. Die Angaben dazu stammen von Hersteller C.

3.2.3 Investitionskosten SCR

Tabelle 3.2: Spezifikation Katalysatoren

Volumen 800	m ³	54,43	23,36
Volumen 1200	m ³	63,42	27,22
Volumen mit PCDD/F-Abscheidung	m ³		27,67
Anzahl Lagen		2	1
Anzahl Lagen mit PCDD/F-Abscheidung			2
Kosten	€/m ³	5.500	8.000
pitch	mm	6	4
Druckverlust 800	mbar	5,5	7,5
Druckverlust 1200	mbar	6,5	9
Investitionskosten 800	€	304.865	186.880
Investitionskosten 1200	€	348.810	217.760
Investitionskosten mit PCDD/F-Abscheidung	€		221.360

Volumen 800 bzw. 1200 bedeutet den Hinweis auf den entsprechenden NOx-Rohgasgehalt. „pitch“ beschreibt die Öffnungsweite der Katalysatorwaben. Wird bei der Low-Dust-Variante eine Dioxinabscheidung gewünscht, muss eine weitere Lage hinzugefügt werden. Der Abbau an PCDD/F beträgt dann mindestens 90%.

Aus diesen Angaben wird sich der Ersatz für die deaktivierten Katalysatoren bei den Investitionskosten berechnen. Dazu wurden die Volumina für die Variante 1200 verwendet.

Variante High-Dust

Der High-Dust-Katalysator kann hinter dem Vorwärmer in einem Temperaturbereich von ca. 320°C angeordnet werden. Grundsätzlich gilt: Je höher die Temperatur, desto schneller findet die Reaktion statt, d.h. umso höher ist der erzielbare Abscheidegrad. Allerdings nimmt die Tendenz zu, dass die Stäube die Öffnungen der Waben oder Plattenzwischenräume verkleben. Ab 380°C muss eine Vorkühlung eingesetzt werden. Ebenso setzt ab ca. 400°C eine Gefügeveränderung im Katalysatormaterial ein, die einen nennenswerten Rückgang der Aktivität nach sich zieht.

Für die High-Dust-Variante sind druckluftbetriebene Reinigungsseinrichtungen vorzusehen.

Bei den erhaltenen Angeboten wurde nicht zwischen den Rohgaswerten 800 bzw. 1.200 mg/m³ NO_x differenziert. Wie in Tabelle 3.2 dargestellt unterscheiden sich die Volumina für die Katalysatoren nur unwesentlich. Für die Ersatzbeschaffung wurde mit dem Katalysatorvolumen von 1.200 mg/m³ NO_x gerechnet.

	SCR	SCR	SCR
Klinkerproduktion	t/d	2.500	2.500
Abgasvolumen Kamin	m ³ /h	208.000	208.000
spez. Abgasvolumen	m ³ /t	2.000	2.000
Investition	€	4.920.000	2.700.000
Incl. Planung, Genehmigung, Montage, Inbetriebsetzung	€	5.658.000	3.375.000
Annuität	€/a	679.580	416.107
Wartung/Reparatur	€/a	113.160	67.500
Versicherungen/Steuern/Verwaltung	€/a	169.740	101.250
Katalysator-Ersatz (alle 4 a)		87.203	87.203
Summe	€/a	1.067.683	672.059
Kosten pro t Klinker	€/t	1,17	0,74
nach Abschreibung	€/t	0,41	0,28

Tabelle 3.3: Investitionskosten High-Dust-SCR

Ist bereits ein Betriebsmittel-Lager vorhanden, können die Investitionen um ca. 500.000 € gekürzt werden. Bei der angenommenen Annuität und den anderen Aufschlägen (ges. 14% pro Jahr) ergibt das Kosten von 0,55 €/t Klinker. Bei jeder SCR-Neuinstallation wäre es ratsam, eine einfache SNCR-Technik ohne Lager und Agam-Temperaturregelung vorzusehen, falls der Katalysator außer Betrieb genommen werden muss. Die

Kosten hierfür sind schwer zu schätzen und sehr stark von den Örtlichkeiten abhängig, jedoch aus den vorliegenden Zahlen könnte eine zusätzliche Investition von ca. 800.000 € erforderlich werden, welches ca. 0,88 €/t Klinker entspricht.

Es fällt auf, dass ein Unterschied in den Investitionskosten von einem Faktor von mehr als 1,5 vorliegt. Dieses entspringt der Schwierigkeit der Anlagenbauer, ein geeignetes Umfeld der Modellanlage zu definieren und aus bereits ausgeführten Projekten daraus abzuleiten. Generell ist jedoch die Tendenz vorhanden, dass hier die Investitionskosten mit einem größeren Erfahrungsschatz sinken.

Variante Low-Dust

Bei der Variante Low-Dust ist die mögliche Vielfalt der Anordnung noch größer. Wir mussten hier erst einmal davon ausgehen, dass eine rekuperative Vorwärmung des Rauchgases von ca. 120-150°C (hinter Entstauber) auf mindestens 260°C erfolgt. Das erfordert eine Betriebstemperatur für den Katalysator von mindestens 280°C, um eine hinreichende Reaktionsgeschwindigkeit am Katalysator zu erhalten und die Bildung von Ammoniumsulfaten zu vermeiden. Des Weiteren müssen wir voraussetzen, dass eine Wärmequelle (z.B. Klimakühlung) zur Verfügung steht, aus der ein Wärmestrom auf einem höheren Temperaturniveau als 280°C entnommen werden kann, mit dem die Grädigkeit des rekuperativen Vorwärmers kompensiert werden kann. Hier wird berichtet (Hersteller B), dass bei der Wärmeabnahme im Klinkerkühler erhebliche Probleme durch Staubablagerungen bei höheren Temperaturen entstehen können (Fouling-Effekt). Alternativ müsste die Aufheizung mittels Erdgas erfolgen.

Alle diese Voraussetzungen müssen bei der Modellanlage festgelegt werden, um ein Angebot zu erhalten. Als Optimierungspotenzial wäre zu überlegen, die Entstaubung (vor allem Gewebeentstauber) bei höheren Temperaturen zu betreiben (200°C oder etwas höher müssten möglich sein, jedoch erst in der Praxis erprobt werden). Dann würde die rekuperative Aufheizung geringer ausfallen (kleinerer Wärmeübertrager). Die Kompensation der Grädigkeit (bleibende Temperaturdifferenz auf Grund endlicher Abmessungen des Wärmeübertragers) würde, wenn auch nur gering, ebenfalls beeinflusst werden.

	Hersteller A	Hersteller B
Klinkerproduktion	t/d	2.500
Abgasvolumen Kamin	m ³ /h	208.000
spez. Abgasvolumen	m ³ /t	2.000
Investition	€	8.160.000
Incl. Planung, Genehmigung, Montage, Inbetriebsetzung	€	9.384.000
Annuität	€/a	1.156.962
Wartung/Reparatur	€/a	187.680
Versicherungen/Steuern/Verwaltung	€/a	281.520
Katalysator-Ersatz (alle 5 a)		21.776
Summe	€/a	1.647.938
Kosten pro t Klinker	€/t	1,81
nach Abschreibung	€/t	0,54
		0,36

Tabelle 3.4: Investitionskosten Low-Dust-SCR

Für die Low-Dust-Variante steht nur ein Angebot von Hersteller A zur Verfügung. Alternativ wurde von Hersteller A ein Angebot über die DeCONOX-Technologie beigesteuert. Mit dieser Technik kann in einem Apparat sowohl NOx katalytisch reduziert als auch CO katalytisch oxidiert werden. Diese Technik ist bisher in Deutschland noch nicht umgesetzt worden, wohl aber in Österreich und Italien. Zum Vergleich sind die Daten in Tabelle 3.4 mit dargestellt.

Ist bereits ein Betriebsmittel-Lager vorhanden, können die Investitionen um ca. 500.000 € gekürzt werden. Bei der angenommenen Annuität und den anderen Aufschlägen (ges. 14% pro Jahr) ergibt das Kosten von 0,55 €/t Klinker. Bei jeder SCR-Neuinstallation wäre es ratsam, eine einfache SNCR-Technologie ohne Lager und Agam-Temperaturregelung vorzusehen, falls der Katalysator außer Betrieb genommen werden muss. Die Kosten hierfür sind schwer zu schätzen und sehr stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängig, jedoch aus den vorliegenden Zahlen könnte eine zusätzliche Investition von ca. 800.000 € erforderlich werden, welches ca. 0,88 €/t Klinker entspricht.

Wie bereits dargestellt resultieren die höheren Investitionskosten gegenüber der High-Dust-SCR aus dem viel höheren apparativen Aufwand für die Wiederaufheizung, der vor allem sehr stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängig ist.

3.2.4 Zusammenfassung Investition

Insgesamt ergibt sich für die Investitionskosten folgendes Bild:

Investition	Investition insgesamt [€]	nicht betriebsabhängige Kosten [€/a]	Kosten pro t Klinker [€/t]
SNCR	2.225.000 ¹⁾	385.572	0,42
SCR High-Dust, Variante 1	5.658.000	1.067.683	1,17
SCR High-Dust, Variante 2	3.375.000	672.059	0,74
SCR Low-Dust	9.384.000	1.647.938	1,81
DeCONOX	6.589.500	1.141.901	1,25

1) Der Anteil der akustischen Temperaturmessung beträgt 180.000 € und macht 0,03 €/t Klinker aus (high efficiency)

Tabelle 3.5: Zusammenfassung Investitionskosten

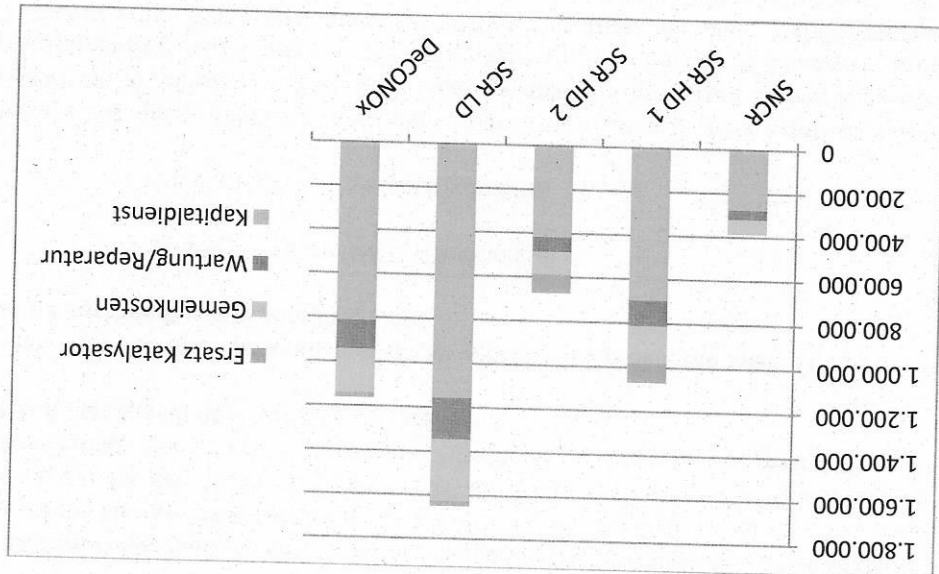


Abbildung 3.1: Zusammenfassung Investitionskosten

Die „nicht betriebsabhängigen Kosten“ stellen die in Tabelle 3.1, Tabelle 3.3 und Tabelle 3.4 zusammenge-

stellten jährlichen Kosten für die Investition dar. Wie dargestellt unterscheiden sich die einzelnen Verfahrensvarianten zwar enorm bei den Kosten pro t Kliner, haben jedoch nicht ein derart hohes Niveau, dass die Investitionskosten eine dominierende Rolle spielen würden. Aus Tabelle 3.9 und Tabelle 3.10 wird deutlich, dass die Investitionsanteile unter 50% der Gesamtkosten liegen.

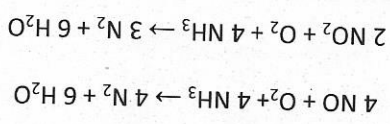
3.3 Betriebsmittelkosten

Als Betriebsmittelkosten werden hier folgende Einzelbeiträge unterschieden:

- Chemikalienkosten (Reduktionsmittel)
- Energiekosten
- durch Druckverluste
- für Abreinigung (Druckluft)
- für Antriebe (z.B. Eindüsung Reduktionsmittel, Wärmeerwärmung etc.)

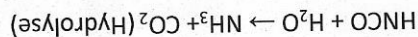
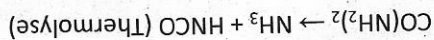
3.3.1 Chemikalienbedarf

Die katalytische sowie die thermische Reduktion von NOx durch Ammoniak oder Ammoniakwasser (25%ige Lösung) erfolgt nach den nachstehenden chemischen Reaktionen. Dabei kann man davon ausgehen, dass der Summenwert NOx zu über 90% aus NO und weniger als 10% aus NO₂ besteht. Die Konzentrationsanteile beziehen sich konventionsgemäß alle auf NO₂.



Der Einfachheit halber wird im Folgenden nur mit der ersten Reaktionsgleichung gerechnet. Der Fehler im Ergebnis liegt weit unter +10%. Für die SNCR-Technik ergibt sich für den Abscheidegrad von 75% ein erforderliches Molverhältnis von 2,0, für den Abscheidegrad von 83% ein Molverhältnis von 2,7. Wie bereits erwähnt halten die Anlagenhersteller ein sicheres Einhalten des NOx-Reinigaswertes von 200 mg/m³ für nicht darstellbar, wenn der NOx-Rohgasgehalt über 1.000 mg/m³ steigt.

Beim SNCR-Verfahren kann auch Harnstoff als Reduktionsmittel verwendet werden. Die Reaktion mit Harnstoff (CO(NH₂)₂) folgt der nachstehenden Reaktionsgleichung:



Harnstoff ist handelsüblich in Lösungen von 32,5%, 40% oder 45% erhältlich. Ebenso ist Harnstoff als Pulver erhältlich, das dann vor Ort mit entionisiertem Wasser zu einer beliebig konzentrierten Lösung angesetzt werden kann. Für SCR ist Harnstoff generell nicht so effizient einsetzbar, da es bei den SCR-Temperaturen von über 300°C nur in geringerem Maße NH₂ abspaltet. Dennoch wurden bei einer Versuchsanlage (Schwenk/VDZ 2013) keine nennenswerten Unterschiede zwischen dem Bedarf an Ammoniakwasser oder Harnstoff festgestellt. Allerdings wurde die SCR-Anlage bei Temperaturen zwischen 360 und 420°C betrieben, was laut Herstellerangaben grenzwertig sei.

Abzuscheiden ist NOx von einer Konzentration von 800 mg/m³ auf 200 mg/m³. Das entspricht einem Abscheidegrad von 75%. Alternativ (z. B. bei Altanlagen) wird eine Konzentration von 1.200 mg/m³ angenommen, die auf 200 mg/m³ zu reduzieren ist. Hierbei beträgt der Abscheidegrad 83%.

Generell wurde nach Auswertung von Betriebsdaten der baden-württembergischen Anlagen von einem NH₃-Rohgasgehalt von 40 mg/m³ ausgegangen. Dieser wird allerdings wie weiter oben ausgeführt erst im Vorwärmer frei, so dass dieser Anteil nicht für die Reaktion beim SNCR-Verfahren zur Verfügung steht, sondern nur bei den SCR-Varianten.

Die Berechnung des Betriebsmittelbedarfs wurde eigenständig durchgeführt. Für die Kostenberechnung wurde von folgenden Preisen ausgegangen:

- NH₃ (Gas) 600 €/t
- NH₃-Lösung 25% 160 €/t
- Harnstoff 100% 300 €/t

Damit lassen sich nun die Betriebsmittelkosten für die einzelnen Varianten berechnen.

SNCR		Kosten pro t Kliniker	
			€/t
NOx Rohgas	mg/m ³	800	1.200
NOx Reingas	mg/m ³	200	200
Abscheidegrad	%	75	83
abg. NOx-Fracht	kg/h	124,8	208
Bedarf NH ₃	kg/h	92,24	207,54
Bedarf NH ₃ -Lösung 25%	kg/h	368,97	830,19
Bedarf Harnstoff 100%	kg/h	162,78	366,26
			0,47
			1,05

Tabelle 3.6: Chemikalienkosten SNCR

Für die SCR-Technologie gibt es für den Betriebsmittelbedarf praktisch keinen Unterschied, ob die High-Dust-Variante oder die Low-Dust-Variante betrieben wird. Der Bedarf richtet sich ausschließlich nach dem stöchiometrischen Bedarf, der sich aus den Reaktionsgleichungen ergibt. Der Bedarf netto ergibt sich abzüglich der rohstoffbedingten NH₃-Emissionen, die für die Modellanlage mit 40 mg/m³ angesetzt wurden (s.o.). Dieser Netto-Verbrauch ist für SNCR-Anlagen natürlich nicht darstellbar, da die rohstoffbedingten NH₃-Emissionen erst nach der SNCR-Entstickung im Vorwärmer frei werden.

Kosten pro t Klinker
[€/t]

NOx Rohgas	NOx Reingas	Abscheidegrad	abg. NOx-Fracht	Bedarf NH ₃	Bedarf NH ₃ netto	Bedarf NH ₃ -Lösung 25%	Bedarf NH ₃ -Lösung 25% netto	Chemikalienkosten SCR
mg/m ³ 800	mg/m ³ 200	% 75	kg/h 124,8	kg/h 48,43	kg/h 80,71	kg/h 72,41	kg/h 40,13	160,41
mg/m ³ 1.200	mg/m ³ 200	% 83	kg/h 208	kg/h 80,71	kg/h 80,71	kg/h 72,41	kg/h 40,13	193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
								322,85
								289,65
								160,41
								193,71
								289,65
					</			

Wird der vorgegebene Volumenstrom von 208.000 m³/h auf Betriebsbedingungen umgerechnet (330°C, 12 Vol-% H₂O), so ergibt sich ein Betriebs-Volumenstrom von 522.078 m³/h oder 145 m³/s. Der Energieverbrauch für die hydraulische Pumpenleistung berechnet sich gemäß:

$$P_n = V \cdot \Delta p \cdot \frac{1}{\eta}$$

Der Volumenstrom von 145 m³/s wird mit den angegebenen Druckverlusten multipliziert. Es wird ein Wirkungsgrad von 0,8 angenommen. Zur Abreinigung der High-Dust-Katalysatoren gibt Hersteller A einen Druckluftbedarf von ca. 3.500 m³/h an. Unter der Annahme 3 bar und 50°C (übliche Werte für Druckluft) ergibt sich ein Leistungsbedarf von 145 kW/h. Für die anderen Anteile (Nebenanlagen, Abreinigung etc.) liegen nur Summen- bzw. Schätzwerte vor, die nur schwer zu generalisieren sind. Dennoch soll hier eine Zusammenstellung versucht werden.

Um eine Aussage über die Kosten zu machen wird ein Energiepreis von 0,08 €/kWh Strom angesetzt. Für die energieintensiven Zementwerke dürfte dieser Wert realistisch sein, zumal er in den Versuchsberichten der Demonstrationsanlagen (Mergelstetten) genannt wird (bzw. für Rohrdorf 0,07 €/kWh).

In der nachfolgenden Tabelle sind Ansätze für die Energieverbräuche zusammengetragen:

	€/t Klinker	kWh/t	€/t Klinker
Rauchgasmenge		145	
Δp SCR High-Dust 800	0,08	5,5	0,96
Δp SCR High-Dust 1200	0,09	6,5	1,13
Δp SCR Low-Dust 800	0,10	7,5	1,31
Δp SCR Low-Dust 1200	0,25	9,0	1,57

Tabelle 3.8: Energiekosten Druckverlust Katalysator

Als weiterer Beitrag sind für die Nebenanlagen ca. 1,5-2 kWh/t (0,12-0,16 €/t) hinzuzurechnen. Wird dieser Betrag mit den Pauschalangaben in den Angeboten verglichen, so ergeben sich folgende Werte:

- Angebot Hersteller B:
0,86 kWh/t sauberer Katalysator (0,07 €/t)
3,42 kWh/t verschmutzter Katalysator (0,27 €/t)
- Angebot Hersteller A:
5,4-6,2 kWh/t High-Dust (0,43-0,50 €/t)
7,4-8,2 kWh/t Low-Dust (0,59-0,66 €/t)

Diese Zahlenwerte beziehen sich auf den gesamten Energiebedarf der Entstickungsanlagen.

Für SNCR braucht nur der Energiebedarf für die Nebenanlagen, also 1,5-2 kWh/t (0,12-0,16 €/t) angesetzt werden sowie ein geringer Beitrag für den Saugzug, der den Impulsverlust der Strömung bei der Eindüsung zu kompensieren hat. Schätzwert dazu: 2 mbar entsprechend 0,17 kWh/t und 0,02 €/t Klinker.

Soll eine Aufheizung der Grädigkeit mittels Erdgas erfolgen, so ist bei einer Grädigkeit von 20°C (wie Rohrdorf) für die Modelanlage eine Wärmeleistung von 1,8 MW aufzubringen. Das ergibt eine Wärmemenge von 43,2 MWh pro Tag. Bei einem industriellen Gaspreis von 27 €/MWh ergäbe das einen Zusatzbeitrag von 0,46 €/t Klinker.

Insgesamt kann man die Energiekosten gemäß Abbildung 3.3 zusammenfassen.

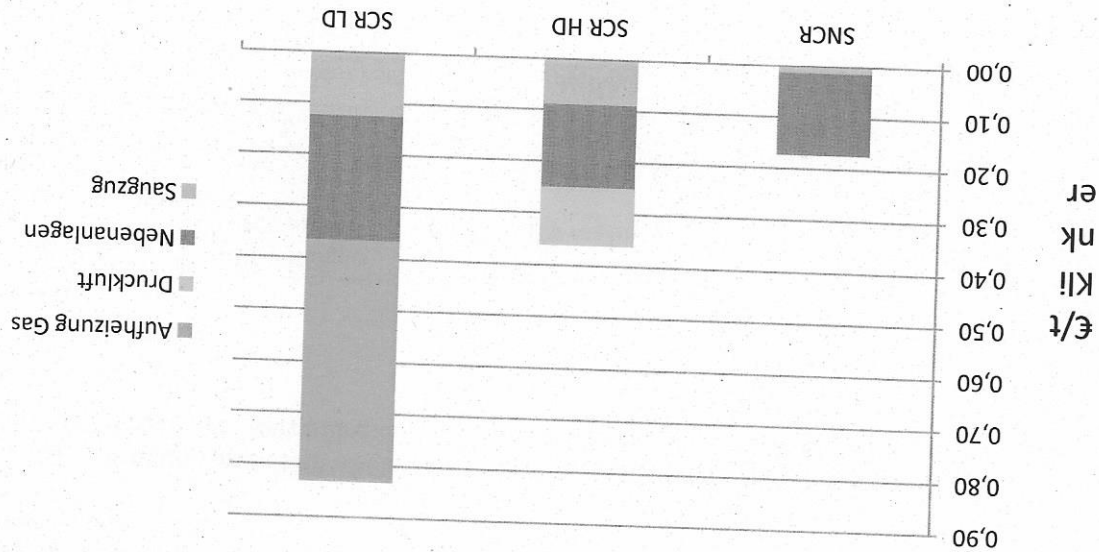


Abbildung 3.3: Vergleich Energiekosten

3.4 Zusammenfassung der Kosten

Wie die vorstehenden Ausführungen zeigen, ist keine geschlossene Angabe der Gesamtkosten möglich. Zum Vergleich sollen hier einmal ausgewählte Kombinationen zusammengestellt werden.

Angaben in €/t Klinker	SCR High-Dust	SCR Low-Dust
NOx Rohgas 800 mg/m ³	0,74-1,17	1,81 ¹⁾
Ammoniakwasser	0,30	0,30
Energie Saugzug	0,08	0,09
Energie Druckluft Abreinigung	0,11	0,10
Energie Sonstige	0,16	0,24 ²⁾
Option Energie Aufheizung Gas	0,16	(0,47)
Summe	1,38-1,82	2,42 (2,89) ³⁾
Nach Abschreibung	0,93 - 1,14	1,18 (1,65)
		1,40 (1,87)

- 1) Es lag nur ein Angebot vor
- 2) Abgeleitet aus der Differenz des Angebotes von Hersteller A zwischen High-Dust und Low-Dust
- 3) Der in Klammern gesetzte Betrag enthält eine optionelle Aufheizung mit Erdgas

Tabelle 3.9: Beispielhafte Zusammenstellung der Gesamtkosten SCR in €/t Klinker

Je nach Variante können diese Kosten leicht bis stark variieren. Darauf haben alle Anlagenhersteller stets hingewiesen. Diese Zusammenfassung kann daher nur eine Schätzung unter entsprechender Gewichtung der erhaltenen Angaben sein.

Die Kapitalisierung der Investitionskosten sind wie in Kapitel 3.2.1 dargestellt mit einer Verzinsung von 4% berechnet worden. Eine Erhöhung der Verzinsung um 1% erhöht die jährlichen Kapitalkosten pro t Klinker um ca. 0,05 €.

Angaben in €/t Klinker

SNCR	NOx Rohgas 800 mg/m ³	NOx Rohgas 1200 mg/m ³
Investition	0,42	0,42
Ammoniakwasser	0,57	1,28
Energie Saugzug	0,02	0,02
Energie Sonstige	0,16	0,16
Summe	1,17	1,88
nach Abschreibung	0,86	1,57

Tabelle 3.10: Beispielhafte Zusammenstellung der Gesamtkosten SNCR in €/t Klinker

Insgesamt ergibt sich aus Tabelle 3.9 und Tabelle 3.10 folgende Darstellung:

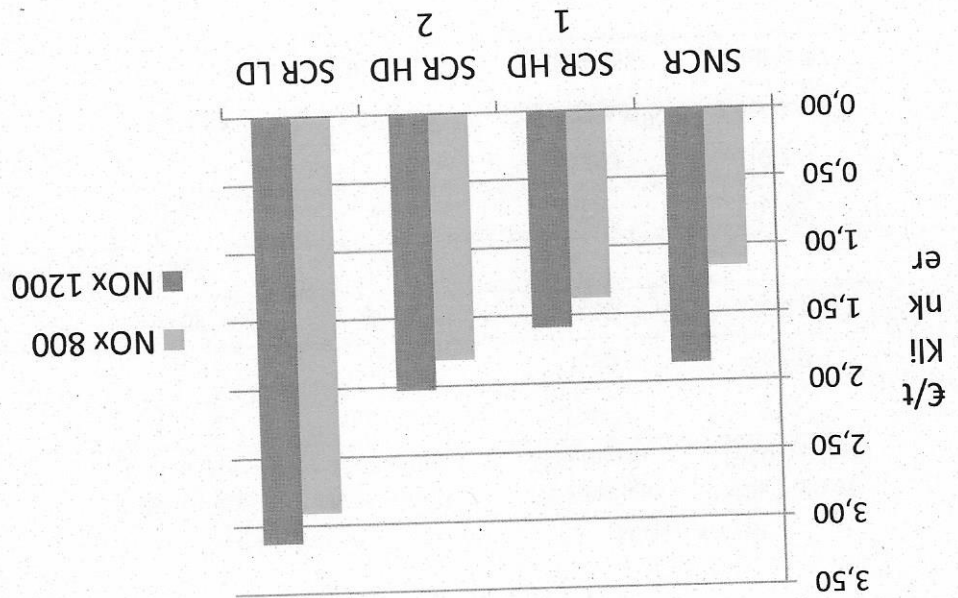


Abbildung 3.4: Vergleich Gesamtkosten

Aufgeteilt in die einzelnen Kostanteile ergibt sich folgendes Bild:

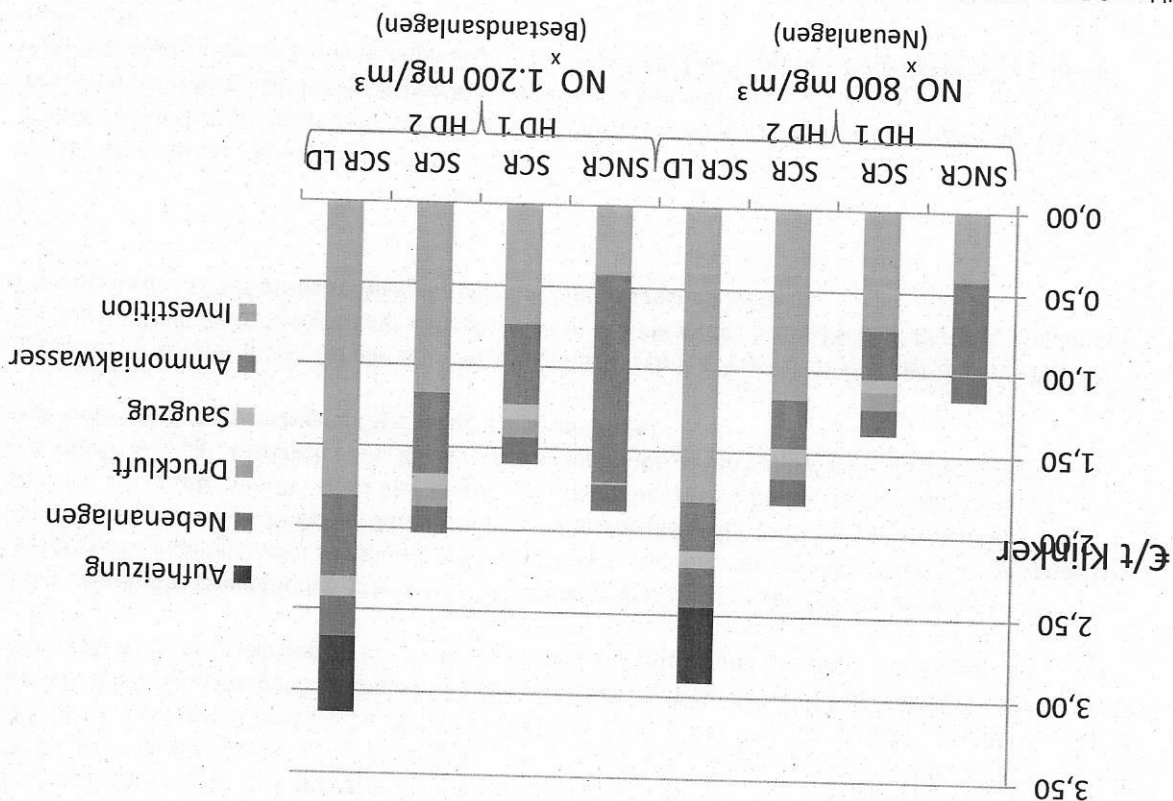


Abbildung 3.5: Vergleich Gesamtkosten nach Kostanteilen

3.5 Zusammenfassende Bewertung

Die in Kapitel 3.4 zusammengefassten beispielhaften Kostenaufstellungen zeigen einen Vergleich der bisher etablierten SNCR-Technologie für die Entstickung hinter Zementanlagen mit der SCR-Technologie. Diese hat in Demonstrationsanlagen wie Rohrdorf, Mergelsteinen und Mannersdorf ihre Praxistauglichkeit unter Beweis gestellt. Seither wurden einige Nachrüstungen mit SCR-Technologie in Auftrag gegeben.

Vor allem im Hinblick auf die sichere Einhaltung des in der 17. BImSchV vorgegebenen NOx-Grenzwertes von 200 mg/m³ und eines Grenzwertes für Ammoniak scheint die SNCR-Technologie an ihre Grenzen zu stoßen. So war kein Anlagenbauer bereit, eine Gewährleistung für Anlagen mit höheren NOx-Rohgaswerten über 1.000 mg/m³ zur sicheren Einhaltung der benannten Grenzwerte zu geben. Vor allem die Einhaltung des NH₃-Grenzwertes stößt auf die nicht beeinflussbare Freisetzung von Ammoniak während der Vorwärmphase, also nach Ablauf der SNCR-Entstickung unter Verbrauch von NH₃. Somit zeigt sich, dass die SCR-Technologie mit höherem Abscheideleistungspotenzial eine mittlerweile wirtschaftliche Alternative geworden ist.

Der Vergleich der Kosten zeigt, dass bei der SNCR-Technologie zwar die Anlagentechnik mit vergleichsweise wenig Investitionen verbunden ist, jedoch die Betriebs- und Betriebsmittelkosten vergleichsweise hoch angesetzt werden müssen. Dieses hat bisher zu einer Erhöhung des Preises zur Erzeugung von Zementklinkern um ganz groß ausgedrückt ca. 1,5 €/t Klinker geführt.

Die Installation der SCR-High-Dust-Technologie führt zu einer Erhöhung der spezifischen Kosten um etwa 20-30%, die Installation der SCR-Low-Dust-Technologie um etwa 70%, bei Aufheizung mit Erdgas um mehr als 90%. Örtliche Besonderheiten können jedoch zu teils starken Abweichungen von diesen Durchschnittswerten führen, so dass im Einzelfall auch stärkere Verteuerungen greifen können. Bei einem Klinker-Gesteinskörnungsspreis von ca. 100 €/t ist für die Entstickungsmaßnahmen mit ca. 1,5 €/t (SNCR) und 1,4-2,9 €/t (SCR) zu rechnen. Nach Abschreibung der Anlage (10 a) betragen die betriebsunabhängigen Kosten nur noch ca. 40% der als Investition bezeichneten Kosten. Dann fallen nur noch die Kosten für die Wartung/Instandhaltung und den Katalysatorersatz an.

Nicht zuletzt wegen der gewonnenen Erkenntnisse aus den Demonstrationsanlagen konnte auch die SCR-Technologie verbessert und verfeinert werden. Bei den Demonstrationsanlagen wurde hinsichtlich der Volumina wie auch der technischen Ausrüstung zur Überwachung der Anlagen viel zusätzliches Equipment installiert. Z.B. wurden in Rohrdort vier Katalysator-Lagen installiert, heute würden die Anlagenbauer zwei Lagen empfehlen, ggf. zusätzlich einer Reserveanlage zu einem besseren Katalysator-Wechselplan, bei Low-Dust-Schaltung ggf. sogar nur eine Lage zusätzlich Reserveanlage.

Wie man aber beim Vergleich von Tabelle 3.9 und Tabelle 3.10 schnell feststellen wird, ist die SCR-Technologie (zumindest für die High-Dust-Anwendung) wirtschaftlich in die Nähe der SNCR-Technologie gerückt. Folgende **Vor- und Nachteile der SCR-High-Dust-Technologie** sollen hier herausgestellt werden:

Vorteile:

- Hohes NO_x-Abschneidepotenzial (> 90%).
- Hohes NH₃-Abbaupotenzial (> 90%). Damit können auch im Vorwärmer freigesetzte Ammoniak-Anteile nutzbringend zur katalytischen Reduktion verwertet werden.
- Anteilmäßiger Abbau von organischen Spurenstoffen wie PCDD/F (ggf. separate Katalysator-Lage erforderlich).
- Abscheidung flüchtiger organischer Stoffe möglich.
- Oxidation von Quecksilber zu ionischem Quecksilber. Dadurch verbessertes Abschneidepotenzial im nachfolgenden Entstauber noch nicht geklärt. Hier besteht noch großer Forschungsbedarf zur Aufklärung der Mechanismen.

Nachteile:

- Häufiger Wechsel der Katalysator-Module (Herstellerangaben: erwartete Standzeit vier Jahre), könnte aber auch kürzer sein. Zum außerplanmäßigen Wechsel des Katalysators muss die SCR-Anlage im Bypass umfahren werden. Hier könnten jedoch Ausnahmen von der Entstickung für gewisse Laufzeiten pro Jahr ähnlich der 13. BlmschV für REA sinnvoll sein.
- Temperaturkontrolle am Eintritt des Katalysators (max. 380°C). Ggf. Konditionierung mit Wasser erforderlich.
- Regelmäßige automatische Reinigung der Katalysator-Elemente erforderlich. Dies kann kurzfristig zu höherem Staubausstrag führen, der allerdings nur betrieblichen Einfluss haben könnte, nicht jedoch die Emissionserfassung beeinflussen wird.
- Vergleichsweise große Volumina für die Katalysatoren erforderlich (große pitches).
- Nachrüstung bei Altanlagen kann Platzproblem bedeuten.

Selbst Altanlagen mit höheren NO_x-Rohgaswerten können ähnlich wirtschaftlich wie SNCR-Anlagen arbeiten.

Die Vor- und Nachteile der **SCR-Low-Dust-Technologie** stellen sich wie folgt dar:

Vorteile:

- Sehr hohe NO_x-Abschneidegrade

- NH_3 -Abbaupotenzial wie bei High-Dust
- Hohe Standzeiten (>> 5 Jahre), längerfristig planbarer Wechselbetrieb
- keine Beeinflussung der Temperaturführung im Vorwärmer erforderlich

Nachteile:

- Rekuperatives Vorwärmesystem erforderlich (höhere Investition, höherer Druckverlust)
- Externe Wärmequelle zur Kompensation der Grädigkeit erforderlich (aus Rohwühle, Klinckerkühlung oder mit Erdgas (zusätzliche Betriebskosten))
- Hoher Platzbedarf, i.d.R. zusätzlicher Saugzug zur Druckerhöhung erforderlich

Wie man sieht liegen die Kapital- und Betriebskosten um etwa 60-80% höher als bei der High-Dust-Variante. Mit zunehmender Betriebsführung wird aber auch hier eine günstigere Dimensionierung möglich sein. Ob dies zu einer Reduzierung der Betriebskosten führen wird, ist aus heutiger Sicht nicht vorherzusagen.

4 Auswirkungen auf die Umwelt bei einer Einführung der SCR Technologie

Die Auslegungsdaten und Rechenwerte für den Vergleich der SNCR- und der SCR-Technologie sind in Tabelle 2.4 und Tabelle 2.5 aufgeführt. Für die Bewertung der Umweltwirkungen werden sowohl eine High-Dust- als auch eine Low-Dust-Schaltung der SNCR-Technologie für eine Bestandsanlage gegenübergestellt. Die Auswertung erfolgt in Anlehnung an die für eine Technikbewertung (bzw. Bewertung der besten verfügbaren Technik) entwickelte medienübergreifende Bewertung (Ökopoll/Arcadis/IFEU 2005). Zwar ist mit dem Vergleich SNCR versus SCR kein medienübergreifender Zielkonflikt gegeben, da sich die relevanten Umweltwirkungen auf Luftemissionen beziehen (keine Verlagerung z.B. zu Wasseremissionen), dennoch ist die Bewertungsmethode gut geeignet für eine Gegenüberstellung unterschiedlicher Techniken. Für einen Vergleich entscheidend ist die Festlegung des Betrachtungsraums (Systemgrenze). Mit dem Ziel (Nutzen) der Einhaltung des NOx-Grenzwertes von 200 mg/m^3 bemisst sich die Systemgrenze anhand der weiteren entsprechend resultierenden Luftemissionen sowie des jeweils erforderlichen Energie- und Betriebsmitteleinsatzes (Abbildung 4.1).

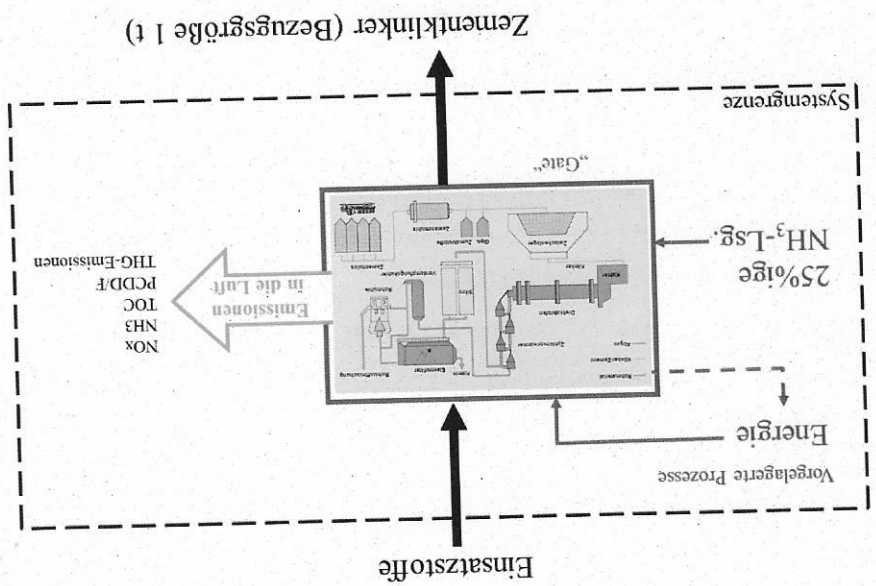


Abbildung 4.1: Schematische Darstellung Systemgrenze für Vergleich SNCR- und SCR-Technologie (Quelle: angepasst aus (Ökopoll/Arcadis/IFEU 2005))

Die Schadstoffemissionen entsprechen den in Tabelle 2.4 und Tabelle 2.5 gezeigten Werten und Reduktionsraten. Bei den Treibhausgas(THG-)Emissionen handelt es sich nicht um die direkten Emissionen aus dem Klinkerbrennprozess (v.a. CO₂, N₂O), diese sind vom Vergleich unberührt, sondern um die entstehenden THG-Emissionen der Vorstufe, aus der Bereitstellung von benötigter Energie und Reduktionsmittel (25%ige NH₃-Lösung). Die Berechnung erfolgt anhand den in Tabelle 4.1 gezeigten Emissionsfaktoren. Im Ergebnis werden die entsprechenden THG-Emissionen zusammengefasst dargestellt. Für die Low-Dust-Schaltung wird in Rohrdort zur Aufheizung des Abgases vor dem Katalysator Prozesswärme verwendet. Da dies eventuell nicht in jedem Fall möglich ist, wird im Standardvergleich konservativ angenommen, dass die benötigte Wärme aus Erdgas erzeugt wird. Dabei ist der dann etwas geringere ausfallende Strombedarf berücksichtigt. Die spezifi-

Schen Ergebnisse in Tabelle 4.2 zeigen, dass mit dieser Annahme die spezifischen THG-Emissionen etwa 50% höher ausfallen als wenn Prozesswärme genutzt werden kann.

Tabelle 4.1: Emissionsfaktoren für THG-Emissionen
(Quelle: IFEU Datenbank, Strommaster und Vorketten)

1) Mittelspannung, berücksichtigte Verluste 4,1%

Betriebsmittel/Energie	Einheit	THG-Emissionsfaktor
25%ige NH ₃ -Lösung	g CO ₂ -Äq/kg	996
Strom Deutschland 2012 ¹⁾	g CO ₂ -Äq/kWh	628
Erdgas Importmix	g CO ₂ -Äq/kWh	228
Deutschland 2011	g CO ₂ -Äq/m ³	2197

Tabelle 4.2: Spezifische Ergebnisse der Varianten

Einheit	High-Dust SCR	Low-Dust SCR	high eff SNCR
NOx	kg/t Klinker	0,40	0,40
NH ₃	kg/t Klinker	0	0,16
THG-Emissionen	kg CO ₂ -Äq/t Klinker	4,72	8,92 (5,63 ohne Erdgas)
C gesamt (TOC)	kg TOC/t Klinker	0,02	0,06
PCDD/F	µg PCDD/F/t Klinker	0,01	0,02

Deutschland Stand 2013

Emission	Fracht Stand 2013	Quelle	Belastung durch einen Einwohner (spezifischer Beitrag)
NOx (als NO ₂)	1.267.465 t	a)	15,69 kg
NH ₃	670.803 t	a)	8,31 kg
NMVOC	1.137.794 t	a)	14,09 kg
aus TOC (Faktor 0,8)			11,27 kg
PCDD/F	0,07 kg	b)	0,81 µg
Treibhauseffekt (IPCC 2013)	891.068.622 kg CO ₂ -Äq	c)	11.033 kg

a) Umweltbundesamt (Hrsg.) - Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990-2013 (Endstand 27.04.2015). Dessau, April 2015

b) Umweltbundesamt (Hrsg.) - Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (POP) 1990-2013 (Endstand 3.02.2015). Dessau, Februar 2015

c) Umweltbundesamt (Hrsg.) - Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (THG) 1990-2013 (Endstand 27.01.2015). Dessau, Januar 2015

Einwohnerzahl Stand 31.12.2013 (80.767.463)

Tabelle 4.3: Gesamtlasten in Deutschland und Einwohner-spezifische Beiträge

Die spezifischen Ergebnisse in Tabelle 4.2 werden im Weiteren mittels des branchen- bzw. technologiebezogenen Ansatzes verglichen. Dabei werden nach (Ökopol/Arcadis/IFEU 2005) die Ergebnisse auf Gesamtlasten in Deutschland normiert (Tabelle 4.3). Es wird das jeweilige Verfahrensergebnis durch den spezifischen Beitrag eines Einwohners dividiert. Das Resultat sind sogenannte Einwohnerdurchschnittswerte (EDW), ein Äquivalenzwert, der angibt, wie viele Einwohner die gleichen Emissionen verursachen würden wie das betrachtete Verfahren.

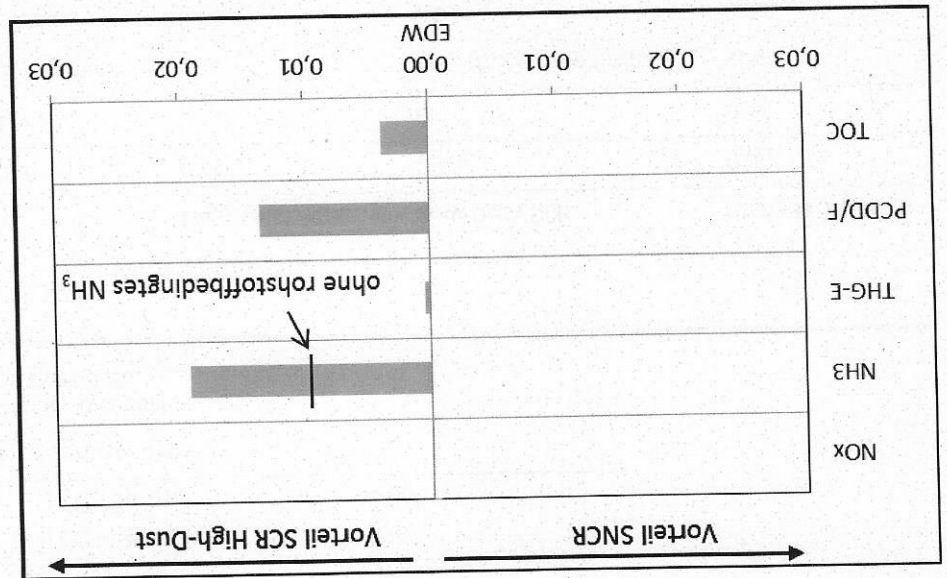


Abbildung 4.2: T-Diagramm high efficiency SNCR-Technologie versus High-Dust SCR

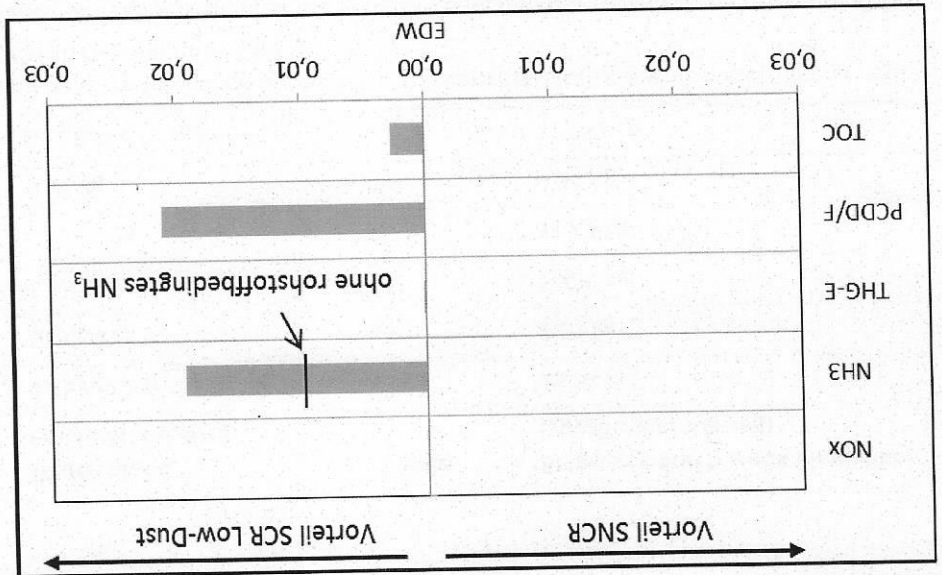


Abbildung 4.3: T-Diagramm high efficiency SNCR-Technologie versus Low-Dust SCR

Da im vorliegenden Fall die Ergebnisse bezogen auf 1 t Klinker ermittelt wurden, ergeben sich EDW-Werte < 1. Z.B. berechnet sich für die NOx-Fracht von 0,4 kg/t Klinker ein Einwohnerdurchschnittswert von 0,025 EDW, was rechnerisch bedeutet: 0,025 Einwohner verursachen jährlich gleich hohe NOx-Emissionen wie die Herstell-

lung von 1 t Klinker bei Einhaltung des Grenzwertes von 200 mg/m³. Würde die Jahresproduktion der Zementindustrie angesetzt (2013: rd. 23 Mio. t Klinker) entsprächen die verursachten NOx-Emissionen denen von rd. 590.000 Einwohnern in Deutschland. Für den Verfahrensvergleich ist die Größenordnung der funktionellen Vergleichsgröße unerheblich. Hier wurde abgestimmt, analog zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung die Bezugsgröße 1 t Klinker beizubehalten. Die Ergebnisse in EDW werden schließlich paarweise verglichen. Abbildung 4.2 zeigt den Vergleich zwischen high efficiency SNCR und High-Dust SCR, Abbildung 4.3 den zwischen high efficiency SNCR und Low-Dust SCR und Abbildung 4.4 den zwischen Low-Dust- und High-Dust SCR.

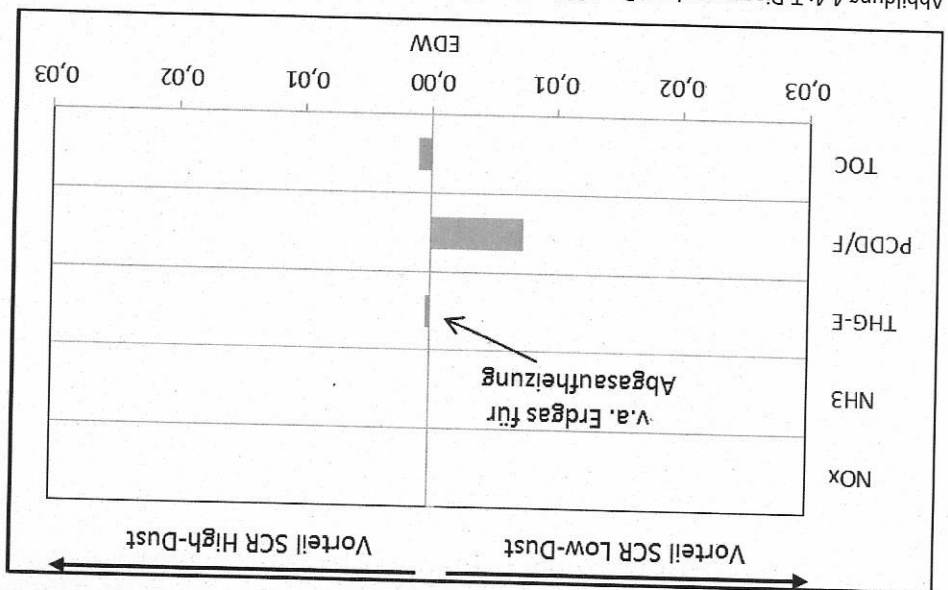


Abbildung 4.4: T-Diagramm Low-Dust SCR versus High-Dust SCR

Die Verfahren zeigen gemäß Zielformeldefinition (Einhaltung NOx-Grenzwert der 17. BImSchV) für NOx keinen Unterschied in den Ergebnissen. Im Vergleich der high efficiency SNCR mit den SCR-Technologien liegen die Vorteile bezüglich NH₃, PCDD/F und TOC auf der Seite der SCR-Technologie. Die NH₃-Fracht beinhaltet den NH₃-Schlupf und das rohstoffbedingte NH₃ (40 mg/m³). Der Strich in den Balken zeigt das Ergebnis ohne eine rohstoffbedingte NH₃-Vorbelastung. Bei einer höheren rohstoffbedingten NH₃-Vorbelastung, wie sie teils bis zu einer Höhe von 200 mg/m³ gegeben ist, würde der Vorteil des SCR-Verfahrens weiter signifikant ansteigen, da das SCR-Verfahren das rohstoffbedingte NH₃ umsetzen kann, zumindest so lange, wie der Reaktionspartner NOx vorhanden ist. Diese Grenze kann bei niedrigen NOx-Ausgangswerten erreicht werden wie es teils im Zementwerk Rohrdorf der Fall war (Rohrdorf/VDZ 2015).

Beim Ergebnis für die Treibhausgasemissionen ist die SNCR gegenüber der High-Dust SCR etwas im Vorteil und gegenüber der Low-Dust SCR leicht im Vorteil, wenn bei letzterer das Abgas mit Wärme aus Erdgas aufgeheizt wird (s.a. Tabelle 4.2). Normiert auf EDW fällt das Ergebnis für die THG-Emissionen im Vergleich der SNCR mit den SCR-Verfahren kaum ins Gewicht. THG-Emissionen werden in Deutschland v.a. durch Energieverbrauch verursacht, die Herstellung von Zementklinker ist demgegenüber deutlich nachrangig. Deswegen ist der EDW-Wert (Beitrag Zement/spezifischer Beitrag) tendenziell niedrig. Anders ist dies bei den NH₃-Emissionen und anteilig auch den weiteren Emissionen, weswegen diese in den Ergebnisabbildungen deutlicher sichtbar sind, obwohl der Anteil der Zementindustrie an den Gesamtemissionen in Deutschland niedrig liegt (vgl. Kap. 1).

Im Vergleich zwischen Low-Dust- und High-Dust SCR (Abbildung 4.4) gibt es neben NOx auch keinen Unterschied bei NH₃, da beide Verfahren gleichermaßen in der Lage sind, die rohstoffbedingten NH₃-Emissionen sowie weiter zudosiertes NH₃ stöchiometrisch umzusetzen. Der Unterschied bei den THG-Emissionen ist nur sichtbar, wenn bei der Low-Dust-Schaltung die zum Aufheizen des Abgases benötigte Wärme durch Erdgas

erzeugt wird. Wird Prozesswärme verwendet ist der Vorteil der High-Dust SCR (etwas geringerer Stromverbrauch) gering. Die Unterschiede bei TOC und PCDD/F sind einzig durch die unterschiedlich angesetzten Reduktionstraten bedingt, die den für Mergelsetten und Rohrdorf berichteten Werten entsprechen. Inwiefern diese Unterschiede belastbar sind, kann nicht ausgesagt werden.

Quecksilberemissionen konnten nicht quantitativ ausgewertet werden, da bislang keine entsprechenden Daten vorliegen. Allerdings wurde sowohl in Mergelsetten als auch in Rohrdorf festgestellt, dass am SCR-Katalysator elementares Quecksilber in ionisch gebundenes umgesetzt wird, und in (Schwenk 2015) heißt es, dass das hilfreich für die Abscheidung im Staubfilter ist. Sollten künftige Messungen dies belegen, wäre das ein Vorteil für die High-Dust SCR, da bei der Low-Dust SCR die Abscheidung nicht mehr zum Tragen kommen kann.

5 Zusammenfassung

Die SCR-Technologie bei Zementwerken ist mit den beiden erfolgreichen SCR-Großanlagen in Mergelsteinen und Rohrdorf als Stand der Technik anzusehen. Die Grenzwerte der 17. BImSchV für NO_x und NH₃ werden sicher eingehalten bzw. bei NH₃ sogar deutlich unterschritten. Zudem werden bei einer Betriebstemperatur > 250°C im Katalysator Kohlenwasserstoffverbindungen im Abgas gemindert wie PCDD/F, PCB, PAH, Benzol. Die Fähigkeit VOC zu oxidieren ist eventuell im Zusammenhang mit dem derzeit im Rahmen der TA Luft Novellierung diskutierten Grenzwert für Formaldehydemissionen von 1 mg/m³ künftig von Interesse, wobei in Rohrdorf kein Einfluss durch den Katalysator festgestellt wurde und insgesamt die Konzentration unterhalb 1 mg/m³ lag.

Die Wahl der Schaltung ist im Einzelfall zu prüfen und hängt im Wesentlichen von der Rohgasstaubbelastung sowie der Abgastemperatur nach Vorwärmer ab. Allgemein sind erforderliche Optimierungen des Katalysators auf die jeweiligen Randbedingungen zu erwarten, die aber aufgrund der mittlerweile gegebenen Erfahrungen von Anlagenbauern und Katalysatorherstellern als leistbar anzusehen sind. Empfehlenswert sind Vorversuche an einer Versuchsanlage. Aufgrund der Oxidierung von Quecksilber im Katalysator (Anteil ionisch 90% statt vorher 20% bzw. 40%) muss ggf. das Messgerät ausgetauscht oder umgesetzt werden (vollständige Erfassung ionisches Quecksilber).

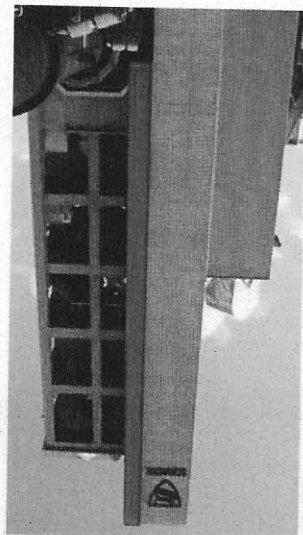
Bei Lepolöfen, mit denen allerdings nur noch sechs Zementwerke in Deutschland ausgestattet sind (5% der Kapazität)⁴⁶, bietet sich bei einer geringeren Abgastemperatur (90-150°C) nach dem Rostvorwärmer ggf. die Low-Dust-Schaltung an. Aus Gründen der Energie- und Kosteneffizienz sollte bei Low-Dust-Schaltungen die Möglichkeit einer Abwärmennutzung zum (Wieder-) Aufheizen des Rohgases geprüft werden. Diese ist bei Anlagen mit Sekundär- und Tertiärluftführung v.a. bei EBS-Einsatz ggf. eingeschränkt. Des Weiteren ist bei Low-Dust-Schaltungen auf die SO₂-Konzentration im Abgas zu achten, ggf. ist eine höhere Abgastemperatur als 250°C erforderlich, um die Bildung von Ammonium(hydrogen)sulfat (Blockade des Katalysators) zu vermeiden oder es sind andere aktive Komponenten im Katalysatormaterial vorzusehen. Vorteile der Low-Dust-Schaltung aufgrund der geringen Staubbelastung sind kleinere Katalysatorvolumina und höhere Standzeiten (Hersteller Garantiewert 5 Jahre, Schätzwert Rohrdorf 10 Jahre). Semi-Dust-Schaltungen bieten sich bei sehr hohen Staubbelastungen im Rohgas an (> 200 g/m³), bergen aber bei einer Aufkonzentrierung von Feinstaub ein erhöhtes Risiko für Schwermetallvergiftungen (z.B. Thallium). High-Dust-Schaltungen erfordern ein stabiles Abreinigungssystem (Druckluftanlage, bei hohen Feuchtegehalten im Rohgas ggf. mit Aufheizung), um Druckverluste gering zu halten. Nach Erfahrungen in Mergelsteinen ist die High-Dust-Betriebsweise unter der Voraussetzung einer gewissenhaften Wartung und Ausrichtung des Bläsesystems sicher beherrschbar (Schwenk/VDZ 2014, S.90). Des Weiteren sollte die Betriebstemperatur des Katalysators auf 380°C limitiert werden (Wassereindüsung ins Rohgas), um eine Maskierung des Katalysators zu vermeiden. Bei High-Dust-Schaltungen kann aufgrund der Ionisierung von Quecksilber ggf. eine höhere Abscheidung im nachgeschalteten Staubfilter erzielt werden. Messwerte dazu stehen bislang aus, auch besteht noch Forschungsbedarf zur Aufklärung der Mechanismen. Nachteil der High-Dust-Schaltungen liegt in der gegenüber Low-Dust geringeren Standzeit der Katalysatorlagen.

Für Ausfallzeiten der SCR-Anlage sollte aufgrund der mehrträgigen An- und Abfahrzeiten eine bestehende SNCR-Anlage beibehalten werden oder eine solche zusätzlich installiert werden. Genehmigungsseitig werden bislang zeitlich begrenzte Ausfallzeiten zugestanden, allerdings unter Vorgabe von NO_x-Grenzwerten (z.B. 350 mg/m³), die i.d.R. nicht ohne SNCR einzuhalten sind. Die Zusatzkosten für das Vorhalten der redundanten SNCR werden als gering erachtet, da die Hauptkosten durch die Lagerung des Reduktionsmittels entstehen, die auch für die SCR erforderlich ist.

Bezieht man die wirtschaftlichen Auswirkungen auf die in Zementwerken etablierte SNCR-Technologie, die in etwa mit 1,5 €/t Klinker angesetzt werden kann, führt die Installation der SCR-High-Dust-Technologie zu einer Erhöhung der spezifischen Kosten um etwa 20-30%, die Installation der SCR-Low-Dust-Technologie um etwa 70%, bei Aufhebung zung mit Erdgas um mehr als 90%. Örtliche Besonderheiten können jedoch zu teils starken Abweichungen von diesen Durchschnittswerten führen, so dass im Einzelfall auch stärkere Verteuerungen oder Vergünstigungen greifen können. Bei einem Klinker-Gesteinspreis von ca. 100 €/t ist für die Entstickungsmaßnahmen mit ca. 1,5 €/t (SNCR) und 1,5-3 €/t (SCR) zu rechnen.

Die Untersuchung der Auswirkungen auf die Umwelt bei einer Einführung der SCR-Technologie gegenüber der bisher angewendeten SNCR ergab eine Vorteilhaftigkeit für die Einführung der SCR-Technologie in Bezug auf NO_x, NH₃, TOC- und PCDD/F-Emissionen. Bei Treibhausgasemissionen gilt dies auch für die High-Dust-SCR, allerdings ist der Vorteil, ausgedrückt in sogenannten Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), geringer als bei den zuvor genannten Emissionen. Für die Low-Dust-SCR entscheidet sich die Frage, ob ein leichter Vorteil oder ein Nachteil bezüglich der THG-Emissionen gegenüber der SNCR vorliegt, daran, ob die zum Aufwärmen des Abgases benötigte Wärme durch Prozesswärme bereit gestellt werden kann oder ob Wärme z.B. aus Erdgas erzeugt werden muss. Im direkten Vergleich High-Dust versus Low-Dust-Schaltung bestehen keine Unterschiede bei NO_x und NH₃, da diese unabhängig von der Schaltung gleichermaßen gut abgereinigt werden können. Bei den THG-Emissionen ist die High-Dust-Variante leicht im Vorteil, wenn bei der Low-Dust-Schaltung Wärme aus Erdgas erzeugt werden muss. Ansonsten bestehen Unterschiede bei TOC und PCDD/F, die aber einzig durch die angesetzten Reduktionsraten bedingt sind, die den für Mergelsteinen und Rohrdorf berichteten Werten entsprechen. Inwiefern diese Unterschiede belastbar sind, kann nicht ausgesagt werden. Eine bessere Abscheideleistung von Quecksilber am Staubfilter wird vermutet, ist aber bislang nicht durch Messwerte belegt. Sollte sich diese bestätigen, wäre das ein Vorteil für die High-Dust-SCR, da die Low-Dust-Schaltung hinter dem Staubfilter angeordnet ist.

6 Anhang Daten zu SCR-Großanlagen



Schwenk Zement GmbH, Germany

Schwenk Zement KG, Mergelstetten Plant, Germany
 Commissioned 04/2010
 Process High-Dust
 Typical Operation

Fue gas	380-400°C
Dust	180.000 Nm ³ /h
Layers	80-90 g/Nm ³
NOx in	4 in operation
NOx out	1100-1300 mg/Nm ³
NH ₃ out	200 mg/Nm ³
VOC reduction	< 5 mg/Nm ³
Fuel	66-70%
	60-100% alternative fuels

Homogeneous gas distribution at the SCR inlet has made it possible to dismantle the metallic grid (dummy layer) without any negative impact on reliability and performance. The result is a reduction in investment and operating costs.

SCR is combined with an already operational SNCR installation

The high flue gas temperature creates a sticky dust environment. Our tailored solution is operating under these conditions since May 2010

(Quelle: <http://alex-cemcat.com/references/>)

Abbildung 6.1: Herstellerangaben zu Betriebsdaten SCR Mergelstetten

SCR design data:

- Kiln output: 3000 tpd
- Gas flow: 220.000 Nm³/h
- Temperature: 370 – 400 °C
- Stat. pressure: -45 mbar (design)
- NO_x in: 1500 mg/Nm³
- NO_x out: 100 mg/Nm³ (@ 10% O₂)
- NH₃-Slip: < 5 mg/Nm³

Operating data:

- Kiln output: 2500 tpd
- Gas flow: 170.000 Nm³/h
- Temperature: 370 – 410 °C
- Stat. pressure: -5 mbar (operation)
- Typical Δp: 4,5 mbar
- NO_x in: 700-2500 mg/Nm³
- NO_x out: 200 mg/Nm³ (@ 10% O₂)
- NH₃-Slip: < 5 mg/Nm³

Operating since 04/2010

Mergelstetten, Germany

Abbildung 6.2: Herstellerangaben zu Auslegungs- und Betriebsdaten SCR Mergelstetten (Quelle: CemCat 2014, S.8)

Tabelle 2-1 Katalysatorspezifikation

Eigenschaften	Typ
Anzahl bestückte Lagen	2
1. Lage: 2 Halblagen à 540 bzw. 500 mm	
2. Lage: 1 Halblage à 540 mm	
Abmessungen	12 x 4 m (l x b)
(2 x 12 Module pro Ebene)	
Installiertes Volumen	65,9 m ³
Active Oberfläche	58.300 m ²
Zellaufstand	4,1 mm
Spezifische Oberfläche	885 m ² /m ³
Zeldichte	39 CPSI
Raumgeschwindigkeit	6.300 h ⁻¹

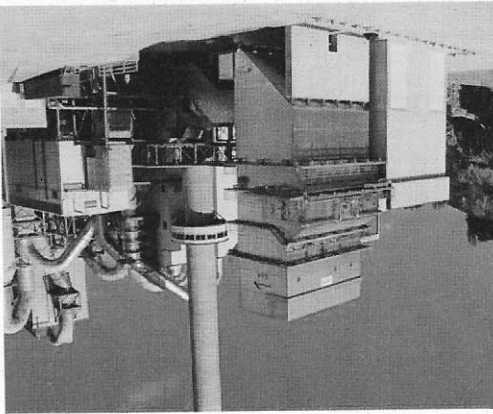
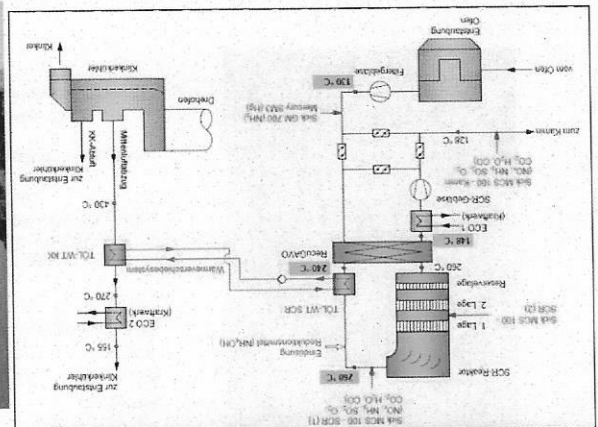
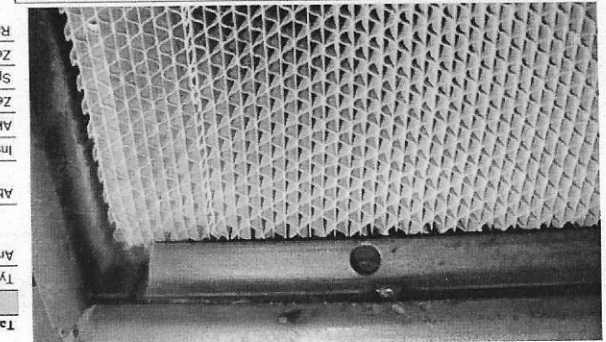


Abbildung 6.3: Auszüge aus dem Abschlussbericht zur Low-Dust SCR in Rohrdorf (Quelle: Schwenk/VDZ 2015)

Bild 1: Prozentuale Minderung der NO_x- und NH₃-Frachten

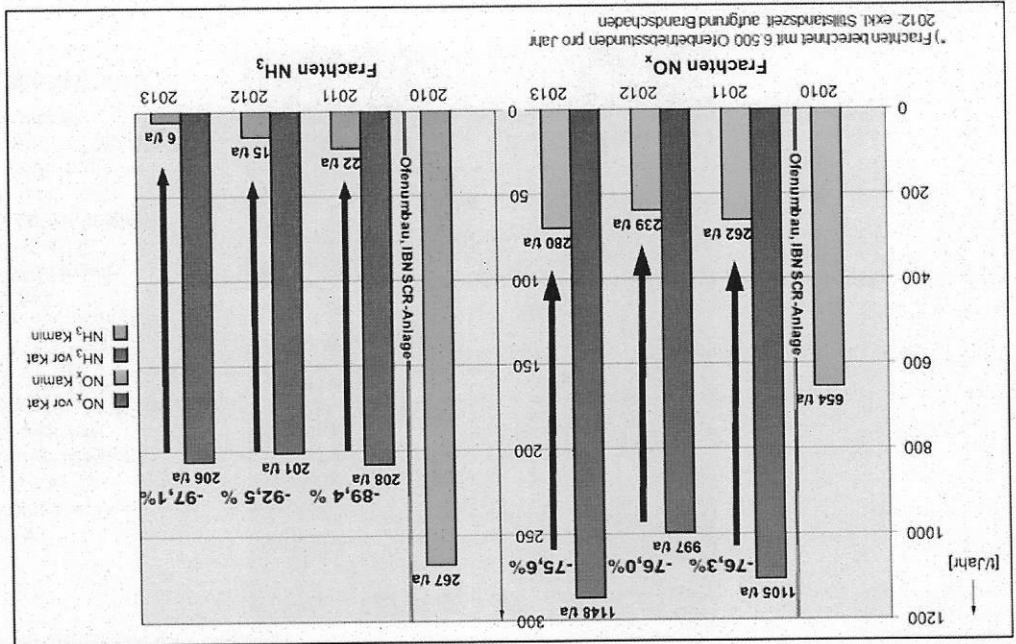


Abbildung 6.4: Erreichte Minderungen NO_x und NH₃-Frachten durch die SCR in Rohrdorf (Quelle: Schwenk/VDZ 2015)

Literaturverzeichnis

17. BImSchV (2013): Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen - 17. BImSchV vom 2. Mai 2013 (BGBl. I Nr. 21 vom 02.05.2013 S. 1021 (1044)).
39. BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchststufen - 39. BImSchV) vom 2. August 2010 (BGBl. I Nr. 40 vom 05.08.2010 S. 1065).
- TA Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsverordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 24. Juli 2002 (GMBl. Nr. 25 - 29 S. 511).
- NEC-Richtlinie: Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über nationale Emissionshöchststufen für bestimmte Luftschadstoffe vom 23. Oktober 2001 (ABl. EG vom 27.11.2001 Nr. L 309 S. 22).
- (Ahrens 2012): Ralph H. Ahrens: Energieeffiziente Wärmeschaukel im Zementwerk. vdi-n, Ausgabe 13, 30.03.2012.
- (Ahrens 2010): R. Ahrens: Katalysator halbiert Stickstoffoxide bei Zementherstellung. vdi-n, Ausgabe 50, 17.12.2010.
- (BayLfU 2007): Abschlussbericht zum Forschungsprojekt: "Möglichkeiten und Grenzen der SNCR-Technik bei einer klassischen Drehrohrofenanlage der Zementindustrie" im Zementwerk Harburg der Märker Zement GmbH. Fortsetzung der Langzeituntersuchungen. Bearbeitet von VDZ und Märker Zement GmbH. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.), Umweltspezial November 2007.
- (Bonnenberg & Drescher 2015): Akustisches Gastemperaturmesssystem www.budl.de/produkte/trprodukt.html. Abgerufen am 10.06.2015. AGAM.
- (BREF 2013): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Cement, Lime and Magnesium Oxide. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). JRC Reference Reports, European Commission, 2013.
- (CemCat 2014): Elex CemCat's SCR Technology. CemCat Catalysts for Cement. 2. Global EnviroCem Konferenz & Ausstellung 20-21 März 2014 London http://elex-cemcat.com/media/medialibrary/2014/03/CemCat-Konferenz_London_Marz_2014_2.pdf
- (Dittrich 2012): Rainer Ditttrich: Technische Umsetzung von SNCR-Verfahren mit dem Ziel der maximalen NOx-Reduzierung - Möglichkeiten und Grenzen. Aktuelle Veröffentlichung anlässlich: Symposium Energie und Abfall in Berlin, Januar 2012. <http://www.snrcr.de/dokumente/>
- (EEA 2015): NEC directive status report 2014. European Environmental Agency, EEA Technical report No 7/2015
- (EU-COM 2013): Durchführungsbefehl der Kommission vom 26. März 2013 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments

und des Rates über Industrieemissionen in Bezug auf die Herstellung von Zement, Kalk und Magnesiumoxid, bekanntgegeben unter Aktenzeichen C(2013) 1728, 2013/163/EU, veröffentlicht im Amtsblatt der EU L 100/1-45 am 9.4.2013

(LAI 2013): Vollzugsempfehlung für Anlagen zur Herstellung von Zementklinkern oder Zementen, soweit ausschließlich Brennstoffe der Nr. 1.2 der 4. BImSchV verwendet werden und für Anlagen der Nr. 2.4.1 des Anhangs 1 der 4. BImSchV, Stand 12.11.2013.

(Löschau 2014): Löschau, M.: Reinigung von Abgasen. TK Verlag Neuruppin, 2014, S.199.

(Ökopoli/Arcadis/IFEU 2005): Bewertung von medienübergreifenden Aspekten bei bestimmten industriellen Prozessen – Phase II: Erprobung. Im Auftrag des UBA, FKZ 20194310

(Rohrdorfer/VDZ 2015): BMU-Umweltinnovationsprogramm, Abschlussbericht zum Vorhaben „Katalytische Low-Dust-Entstückung des Abgases an einer Drehrohrofenanlage der Zementindustrie (Reingas – SCR). KfW-Aktenzeichen Nka3 – 001706. Südbayerisches Portland-Zementwerk Gebr. Wiesböck & Co. GmbH, 2.01.2015.

(Rohrdorfer Zement 2012): Umweltfreundlichstes Zementwerk der Welt fertiggestellt, 100 Mio. € in sechs Jahren investiert. Anzeige Südbay. Portland Zementwerk von Joachim Bauer 21.06.12.
http://www.dettendorfer-werstoff.de/wp-content/uploads/2012/07/Anzeige_1871222_Suedbay_Portlan.pdf

(Scheuch o.): Selektive Katalytische Reduktion (SCR). Scheuch Technology for Clean Air.
http://www.scheuch.com/assets/folders/SCR_deutsch.pdf

(Schwenk 2015): Detlef Edelkott (Schwenk Zement KG): High-Dust-SCR Technologie. Ergebnisse des Demonstrationsprojektes im Zementwerk Mergelstetten. UBA-Fachgespräch „NOx-Minderung in der Zementindustrie“ am 02.03.2015.

(Schwenk/VDZ 2013): BMU-Umweltinnovationsprogramm, Abschlussbericht zum Vorhaben „Minderung von NOx-Emissionen in einer Drehofenanlage der Zementindustrie mittels SCR-Technologie (High-Dust). KfW-Aktenzeichen MB e1 – 001599. Schwenk Zement KG / Forschungsinstitut der Zementindustrie GmbH, 24.11.2014.
http://www.umweltinnovationsprogramm.de/sites/default/files/benutzer/36/dokumente/zement_schwenk_ab_scr_high_dust_2014.pdf

(SPZ 2015): Dr. Helmut Leibinger, Katharina Rehbberger (SPZ Rohrdorf): Vorstellung Projektergebnisse „Low-Dust-SCR“ im Zementwerk Rohrdorf. UBA-Fachgespräch „NOx-Minderung in der Zementindustrie“ am 02.03.2015.

(UBA AT 2015): Dr. Ilse Schindler (Umweltbundesamt Österreich): SCR in der Zementindustrie in Österreich. Beitrag zum UBA-Fachgespräch „NOx-Minderung in der Zementindustrie“ am 02.03.2015.

(UBA AT 2005): Ilona Szedny, Ilse Schindler (Umweltbundesamt Österreich): Minderungspotenziale der NEC-Gase und Staub bis 2010 der österreichischen Zementindustrie. Umweltbundesamt Wien, 2005.

(UBA 2015a): Zusammenfassung zum Fachgespräch „NOx-Minderung in der Zementindustrie“ am 02.03.2015, Umweltbundesamt Berlin.

(UBA 2015b): Umweltbundesamt (Hrsg.) - Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (THG) 1990-2013 (Endstand 27.01.2015). Dessau, Januar 2015

(UBA 2011): Beschreibung unterschiedlicher Techniken und deren Entwicklungspotenziale zur Minderung von Stickoxiden im Abgas von Abfallverbrennungsanlagen und EBS-Kraftwerken hinsichtlich Leistungsfähigkeit, Kosten und Energieverbrauch. Prof. Dr. M. Baumann, TU Dresden, im Auftrag des Umweltbundesamtes, UBA-Texte 71/2011.

(VDZ 2014): Zementindustrie im Überblick 2014. Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ), Berlin, 2014.

(VDZ 2012): VDZ Tätigkeitsbericht 2009-2012. Verein Deutscher Zementwerke e.V., Forschungsinstitut der Zementwerke, Sept. 2012.

1. (Zurhove & Terry 2013): Franz-Josef Zurhove, Elex Cemcat, Switzerland, and Mark S. Terry, Polysius Corp., USA, discuss operating experiences with Selective Catalytic Reduction. World Cement Ausgabe 2013, [http://elex-cemcat.com/media/medialibrary/2013/12/Article World Cement SCR Aug 2013.pdf](http://elex-cemcat.com/media/medialibrary/2013/12/Article%20World%20Cement%20SCR%20Aug%202013.pdf) 51-56.

